

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

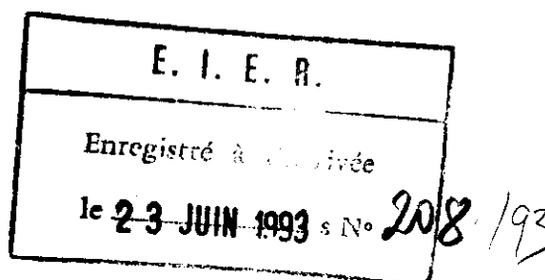
PRESENTE PAR :

OUATTARA Abibata

ANNEE 1992-1993

"ETUDE DE L'ELIMINATION
DE LA POLLUTION ORGANIQUE
ET AZOTEE DANS UNE COLONNE DE
SABLE AERE ARTIFICIELLEMENT :
CAS DES EAUX USEES DE
L'ABATTOIR DE OUAGADOUGOU"

Mention :



Encadrement

T. GNAGNE
J.A. FABY

A ma grande soeur OUATTARA Assétou et à mon frère KONE
Ouébonron ...

Que le Nom du Seigneur Jésus-Christ qui permet toute
chose par sa miséricorde, sa bonté et son amour
incommensurables, soit béni.

L'utilisation des abréviations

AFO : Abattoir Frigorifique de Ouagadougou

EPI : Epuration par infiltration

DCO : Demande chimique en oxygène

DTO : Demande totale en oxygène

répond à un souci de simplification

S O M M A I R E

	Pages
REMERCIEMENTS	1
RESUME	2
INTRODUCTION	3
PREMIERE PARTIE : GENERALITES	
1.1. MECANISMES DE L'EPURATION PAR INFILTRATION	5
1.1.1. Différents transferts entrant en jeu	5
1.1.2. Processus d'épuration	10
1.2. POTENTIALITES ET FACTEURS INFLUENCANT L'EPURATION PAR INFILTRATION	11
1.2.1. Potentialités	11
1.2.2. Facteurs influençants	11
1.3. BESOINS EN OXYGENE	15
1.3.1. Demande totale en oxygène	15
1.3.2. Approvisionnement en oxygène	16
1.3.3. Capacité d'oxydation	16
1.3.4. Nécessité d'un approvisionnement supplémentaire en oxygène pour traiter les effluents à fortes DTO	17
1.3.5. Dispositifs EPI ventilés artificiellement	17
DEUXIEME PARTIE : EXPERIMENTATION EN COLONNES DE SABLE AERE ARTIFICIELLEMENT - IMPACT DE L'APPORT ARTIFICIEL D'OXYGENE	
2.1. TRAITEMENT D'UN EFFLUENT AGRO-INDUSTRIEL	20
2.1.1. Matériel et méthodes	20
2.1.2. Apport artificiel d'oxygène	22
2.1.3. Protocole expérimental	23
2.2. RESULTATS	25
2.2.1. Interprétations	26
2.2.2. Conclusion	33
CONCLUSION GENERALE	35
BIBLIOGRAPHIE	36
LEXIQUE DE VARIABLES ET SIGLES UTILISES	37
ANNEXES	39

R E M E R C I E M E N T S

J'exprime ma sincère et profonde gratitude à toutes les personnes qui par leur collaboration ont permis la réalisation de ce mémoire.

En particulier :

- M. GNAGNE Théophile, Ingénieur de l'Équipement Rural, doctorant à l'EIER
pour sa disponibilité constante tout au long de ce travail ;
- M. FABY J.A., Professeur à l'École Inter-Etats d'Ingénieurs de l'Équipement Rural, Ouagadougou, Burkina Faso.

Mes sincères remerciements à :

- M. F. BRISSAUD, Maître de conférence au Laboratoire d'Hydrologie et de Modélisation, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, France,
qui m'a apporté beaucoup sur l'épuration par infiltration au cours de l'entretien que nous avons eu lors de son passage à Ouagadougou ;
 - l'ensemble des membres du Jury qui m'ont fait l'honneur de juger mon travail ;
 - tous les enseignants de l'EIER ;
 - M. ZOUNGRANA Georges, qui a saisi ce mémoire ;
- enfin à tous mes amis qui de près ou de loin ont contribué d'une manière ou d'une autre à la réalisation de ce travail.

R E S U M E

L'épuration par infiltration, procédé biologique aérobie à biomasse fixé, utilise le sol naturel ou le sable comme support de la biomasse épuratrice après un traitement amont.

L'énergie nécessaire à l'activité bactérienne est fournie par l'oxygène de l'air provenant de la phase gazeuse du massif filtrant.

La compréhension des mécanismes d'épuration passe par celle de l'hydraulique en milieu non saturé. Les différents transferts de masses dans le milieu granulaire (solutés, particules, gaz) sont gouvernés par les lois hydrodynamique.

L'approche par modélisation de ces transferts et la description de ceux du substrat au sein du biofilm effectuées par certains auteurs permettent de définir les lois générales de l'épuration ainsi que l'influence des différents paramètres caractéristiques de l'infiltration (granulométrie, gestion des apports, niveau de pollution de l'effluent).

La technique de l'épuration par infiltration permettant d'obtenir l'élimination des matières en suspension (MES), la réduction des matières organiques (DCO), la nitrification de l'azote ammoniacal et même une décontamination des eaux usées, pourrait être une alternative pour l'élimination de la pollution organique et azotée des eaux usées de l'Abattoir Frigorifique de Ouagadougou (AFO) avant leur rejet dans la nature.

Mais le traitement des effluents primaires à fortes DCO, comme ceux de l'AFO, nécessite un apport supplémentaire d'oxygène dans le massif filtrant.

Les expérimentations conduites sur colonne de sable ventilé artificiellement montrent des capacités épuratoires bien supérieures aux résultats obtenus sur colonne de sable aéré naturellement. Cependant, le colmatage interne lié à l'expansion excessive du biofilm favorisé par la disponibilité en oxygène constitue une entrave à ces performances.

INTRODUCTION

L'Afrique connaît aujourd'hui d'énormes problèmes pour l'assainissement de ses villes. Les technologies classiques d'épuration des eaux usées (Loues activées, oxytern, lit bactérien, goater, etc.) actuellement utilisées ne donnent pas systématiquement des résultats satisfaisants. Cela est en partie dû au fait que ces techniques ont été implantées suivant les normes européennes et ne s'adaptent donc pas au contexte africain.

C'est le cas de la station à boues activées de l'Abattoir Frigorifique de Ouagadougou. Le manque de main-d'oeuvre qualifiée pour l'entretien et la maintenance a conduit à un mauvais fonctionnement de la station. Elle se réduit à un décanteur/flotteur dont le rendement épuratoire est faible depuis un certain nombre d'années. Les eaux usées sont rejetées sans être suffisamment traitées. Cette situation préoccupe la direction de l'abattoir qui cherche une solution adéquate.

Une alternative crédible pourrait être l'épuration par infiltration-percolation qui est un procédé biologique aérobie d'épuration des eaux usées. C'est une technique rustique et simple ; moins exigeant en entretien qui utilise le sol ou le sable dunaire ou rapporté comme support (BRISAUD et al., 1991).

Elle est répandue aux Etats-Unis depuis plusieurs dizaines d'années, avec des centaines d'installations traitant des effluents de stations d'épuration avant leur rejet en nappe (LEACH et ENFIELD, 1983, cités par BRISAUD et al., 1991).

Elle s'est développée en France récemment. On y compte présentement plus de 50 installations (BRISAUD, 1993). Elle n'est pas encore utilisée en Afrique Noire.

Cette technologie est utilisée après un traitement amont plus ou moins poussé (prétraitement, décantation, lagunage, station d'épuration) (G. CHERIER, 1991).

Le milieu granulaire au travers duquel percolent lentement les eaux usées, constitue un réacteur biologique. C'est un support de grande surface spécifique sur lequel se fixent et se développent les bactéries responsables de l'oxydation de la pollution dissoute : DCO dissoute, azote organique et ammoniacal. L'oxygène nécessaire à cette oxydation est pris dans la phase gazeuse du sol. L'épuration exige donc que l'infiltration ait lieu en milieu poreux non saturé et que la phase gazeuse soit périodiquement renouvelée par l'air atmosphérique, à travers la plage d'infiltration. L'ajustement du renouvellement de la phase gazeuse aux besoins en oxygène est donc une des clés de la technique (F. BRISAUD, 1993).

Deux mécanismes contribuent à ce renouvellement : la convection par renouvellement de l'air lors de la circulation de l'eau et, la diffusion moléculaire dans l'air du fait d'un gradient de concentrations (BOUWER et CHANEY, 1974, cité par F. BRISAUD et al., 1991).

L'application d'un modèle d'épuration par bactéries fixées confirmée par SCHMITT, 1989, BRISSAUD et al., 1991, lors de travaux récents, démontre que l'oxygène est l'élément limitant de l'oxydation de la pollution dès lors que la dose journalière est inférieure à 50 cm/j pour les DTO supérieures à 500 mg d'O₂/l (G. CHERIER, 1991).

Il est donc nécessaire de définir une méthode simple permettant d'augmenter les apports d'oxygène dans le filtre pour le traitement de ce type d'effluents (effluents primaires, effluents septiques, effluents agro-industriels). LEFEVRE cité par G. CHERIER, 1991 préconise l'emploi de structures d'aération au sein du massif filtrant pour favoriser la pénétration de l'oxygène.

C'est ainsi que les dispositifs d'épuration par infiltration (EPI) ventilés activement (artificiellement) ou passivement ont été développés.

Les dispositifs EPI ventilés artificiellement permettent d'assurer en tout point du massif filtrant une concentration d'oxygène égale à la concentration atmosphérique (SCHMITT, 1989). L'approvisionnement en oxygène de l'air n'est plus alors un facteur limitant.

L'étude ci-après a pour but d'évaluer les performances épuratoires liées à l'apport supplémentaire artificiel d'oxygène dans le massif filtrant qui ici est du sable (matériau propice à l'épuration par infiltration), dans une colonne, pour le traitement des eaux usées de l'Abattoir Frigorifique de Ouagadougou (AFO).

La méthodologie retenue est la suivante :

1^{ère} partie : A partir de la Revue Bibliographique, nous donnerons quelques aspects généraux de l'épuration par infiltration, notamment les mécanismes, les facteurs influençant et les potentialités. Nous essayerons ensuite de ressortir la nécessité d'un approvisionnement supplémentaire en oxygène dans le traitement d'effluents très chargés en DTO et ses limites.

2^{ème} partie : Dans cette partie, nous étudierons par expérimentation, l'impact de l'apport artificiel d'oxygène dans une colonne de sable, sur l'élimination de la pollution organique et azotée dissoute des eaux usées de l'Abattoir Frigorifique de Ouagadougou (AFO).

PREMIERE PARTIE : GENERALITES

E.I.E.R.
03 BP 7023 OUAGADOUGOU 03
Tél. 30-20-53 / 30-71-16

MEMOIRE DE FIN D'ETUDE'S
(Juin 1993 - 22^e Promotion)

**"ETUDE DE L'ELIMINATION
DE LA POLLUTION ORGANIQUE
ET AZOTEE DANS UNE COLONNE DE
SABLE AERE ARTIFICIELLEMENT :
CAS DES EAUX USEES DE L'ABATTOIR
DE OUAGADOUGOU"**

Présenté par :
OUATTARA Abibata
en vue d'obtenir le diplôme
d'Ingénieur de l'Equipement Rural

L'utilisation des abréviations

AFO : Abattoir Frigorifique de Ouagadougou

EPI : Epuration par infiltration

DCO : Demande chimique en oxygène

DTO : Demande totale en oxygène

répond à un souci de simplification

Année 1993

OUATTARA Abibata

"ETUDE DE L'ELIMINATION DE LA POLLUTION ORGANIQUE ET AZOTEE DANS UNE COLONNE DE SABLE AERE ARTIFICIELLEMENT : CAS DES EAUX USEES DE L'ABATTOIR DE OUAGADOUGOU"

R E S U M E

L'épuration par infiltration, procédé biologique aérobie à biomasse fixé, utilise le sol naturel ou le sable comme support de la biomasse épuratrice après un traitement amont.

L'énergie nécessaire à l'activité bactérienne est fournie par l'oxygène de l'air provenant de la phase gazeuse du massif filtrant.

La compréhension des mécanismes d'épuration passe par celle de l'hydraulique en milieu non saturé. Les différents transferts de masses dans le milieu granulaire (solutés, particules, gaz) sont gouvernés par les lois hydrodynamiques.

L'approche par modélisation de ces transferts et la description de ceux du substrat au sein du biofilm effectuées par certains auteurs permettent de définir les lois générales de l'épuration ainsi que l'influence des différents paramètres caractéristiques de l'infiltration (granulométrie, gestion des apports, niveau de pollution de l'effluent).

La technique de l'épuration par infiltration permettant d'obtenir l'élimination des matières en suspension (MES), la réduction des matières organiques (DCO), la nitrification de l'azote ammoniacal et même une décontamination des eaux usées, pourrait être une alternative pour l'élimination de la pollution organique et azotée des eaux usées de l'Abattoir Frigorifique de Ouagadougou (AFO) avant leur rejet dans la nature.

Mais le traitement des effluents primaires à fortes DCO, comme ceux de l'AFO, nécessite un apport supplémentaire d'oxygène dans le massif filtrant.

Les expérimentations conduites sur colonne de sable ventilé artificiellement montrent des capacités épuratoires bien supérieures aux résultats obtenus sur colonne de sable aéré naturellement. Cependant, le colmatage interne lié à l'expansion excessive du biofilm favorisé par la disponibilité en oxygène constitue une entrave à ces performances.

1.1. MECANISMES DE L'EPURATION PAR INFILTRATION

L'épuration par infiltration-percolation est caractérisée par le matériau filtrant, l'effluent, les matières polluantes et l'atmosphère du sol (oxygène pour l'oxydation aérobie et le CO₂ produit par les réactions d'épuration). Le sol en place ou rapporté, utilisé est le siège de phénomènes mécaniques et biologiques qui aboutissent à l'épuration de l'effluent. Pour appréhender ces phénomènes, il est nécessaire de comprendre le mécanisme de l'épuration par infiltration-percolation.

Deux processus interviennent dans le mécanisme d'épuration par infiltration : la filtration de la pollution particulaire et l'épuration biologique.

Ces processus sont liés aux différents transferts entrant en jeu en infiltration-percolation. Il s'agit :

- des transferts liquides (hydrauliques)
- des transferts de soluté (temps de séjour)
- des transferts de matières en suspension (filtration)
- des transferts gazeux (aération, oxygénation)
- des échanges effluent-biofilm (épuration)

qui sont définis à partir des lois hydrodynamiques des milieux non saturés (SCHMITT, 1989).

1.1.1. Différents transferts entrant en jeu

a) Les transferts liquides

L'écoulement de l'eau en milieu non saturé est caractérisé par l'équation de RICHARD :

$$CC(h) \cdot \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[k(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} - 1 \right) \right] \quad (1)$$

$$CC(h), \text{ la capacité capillaire (L}^{-1}\text{)} \quad CC(h) = \frac{\partial \theta}{\partial h}$$

h, la succion (L)

K, la conductivité hydraulique (LT⁻¹)

z, la côte (L) comptée positivement vers le bas.

Cette équation est obtenue à partir de l'équation de mouvement, la loi de DARCY étendue en milieu poreux non saturé en condition

$$\text{isotherme. } q_e = K(\theta) \left[\frac{\partial H}{\partial z} \right]$$

q_e, la vitesse de DARCY (LT⁻¹)

H, la charge hydraulique (L)

h, la succion (L)

z, la côte (L) comptée positivement vers le bas.

Et de l'équation de continuité

$$\frac{\partial q_e}{\partial z} = \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (\text{la masse volumique de l'eau étant supposée constante dans les conditions de fonctionnement envisagé})$$

L'équation de RICHARD est élargie à l'infiltration des eaux usées en tenant compte du fait que ces eaux sont riches en matières polluantes biodégradables. Elles engendrent de nouveaux phénomènes biologiques ou physico-chimiques susceptibles de modifier les lois de l'écoulement par le développement du biofilm.

La conductivité K et la succion h ne sont plus fonction simplement de la teneur en eau, mais également de t (croissance du biofilm dans le temps) et fonction de z (développement non homogène du biofilm sur la hauteur du massif (SCHMITT, 1989)). Cet élargissement s'applique en réalité aux premiers centimètres du massif filtrant. Par conséquent, pour la hauteur restante du massif, on peut supposer qu'il circule une eau qui a perdu son caractère biotique. Cette hypothèse permet l'application de l'équation de RICHARD (SCHMITT, 1989).

La résolution de cette équation permet de déterminer les différents paramètres $K(\theta)$, $h(\theta)$, nécessaires pour la connaissance des transferts, ainsi que des cinétiques de consommation, θ étant l'humidité.

L'humidité θ maximale observée en infiltration-percolation à l'exception du niveau colmatant de surface est toujours inférieure à 30 % et plus fréquemment à 25 % (LEFEVRE, 1985/ROUMAGNAC, 1987, cités par SCHMITT, 1989) sur matériaux fins. $d_{10} = 200 - 300 \mu$. Sur matériaux plus grossiers, l'humidité θ descend fréquemment sous 10 % (BROUSSARD, 1985, cité par SCHMITT, 1989).

b) Les transferts de soluté

Les transferts des solutés sont liés aux effets de convection, de dispersion, d'absorption, dépendant des caractéristiques intrinsèques du sol et, de diffusion due aux gradients de concentrations.

- Le transfert de la pollution organique

La pollution organique est caractérisée par sa demande chimique en oxygène (DCO). La capacité de filtration de la plage d'infiltration augmentée fréquemment d'un dépôt colmatant permet de ne considérer que la demande chimique en oxygène dissoute DCO_s (SCHMITT, 1989). En supposant le transfert de la DCO_s proche d'un écoulement piston, le bilan de masse de la DCO_s s'écrit d'après SCHMITT, 1989 :

$$\frac{\partial \theta \cdot DCO_s}{\partial t} = - \frac{\partial q_e \cdot DCO_s}{\partial z} - \alpha_1$$

α_1 , représente la cinétique d'élimination de la DCO soluble à la côte z et à l'instant t .

DCO_s , la concentration en DCO soluble.

- Le transfert de l'azote ammoniacal

Les formes organiques de l'azote subissent l'ammonification et sont retenues avec l'ammoniaque sous la forme NH_4^+ (LANCE and WHISLER, 1972, cités par SCHMITT, 1989). En un point du massif

donné, la concentration globale du massif filtrant en azote ammoniacal s'écrit comme la somme de l'azote ammoniacal adsorbé (NH_{4a}) (exprimé en masse d'azote adsorbé par unité de volume de sol) et de l'azote ammoniacal en solution ($\theta.NH_{4s}$). NH_{4s} est exprimé en masse d'azote par unité de volume d'effluent (SCHMITT, 1989).

Le bilan de masse de l'azote ammoniacal s'écrit alors :

$$\frac{\delta(NH_{4a} + \theta.NH_{4s})}{\delta t} = - \frac{\delta q_e NH_{4s}}{\delta z} - \alpha_2$$

où α_2 , représente la cinétique d'oxydation de NH_4 au point z et à l'instant t

NH_{4s} , la concentration en azote ammoniacal dans la solution
 NH_{4a} , la concentration en azote ammoniacal adsorbé (SCHMITT, 1989).

Le paramètre important des transferts de soluté qui intervient dans l'épuration des effluents est le temps de séjour moyen ou la vitesse de progression des particules dans le sol, de la DCO ou l'azote. La maîtrise de ce paramètre permet une meilleure gestion hydraulique du système (SCHMITT, 1989).

En régime permanent, le temps de séjour moyen (T_{sm}) est donné par (d'après SCHMITT, 1989) :

$$T_{sm} = \frac{h_e}{q_e} \quad \text{avec } q_e = \text{vitesse d'infiltration (L.T}^{-1}\text{)}$$

$$h_e = \int_0^L \theta dz \quad \text{avec } L = \text{hauteur du massif (L)}$$

$$\theta = \text{teneur en eau ou humidité volumique (ad.)}$$

La connaissance donc de θ , liée aux caractéristiques intrinsèques du sol, permet de déterminer le temps de séjour moyen.

En ce qui concerne les massifs sableux, il semble également important de tenir compte d'un temps de contact suffisant entre l'effluent et le biofilm susceptible d'adsorber et de dégrader la pollution dissoute (BROUSSARD J., 1985).

Il est donc nécessaire d'avoir une vitesse de transfert inférieure à la cinétique d'épuration et donc un temps de séjour supérieur au temps de contact entre l'effluent et le biofilm.

La modélisation des transferts de soluté permet aussi une meilleure compréhension dans l'analyse des mécanismes d'épuration microbologique et ultérieurement une optimisation de dimensionnement et de fonctionnement des bassins sur la base des temps de séjour (SCHMITT, 1989).

c) Les transferts des particules

Les transferts de particules suivent essentiellement les mêmes lois (convection, dispersion, adsorption) que ceux des solutés. Mais de plus le volume de la particule, son poids, son évolution au cours du temps leur confèrent d'autres propriétés (SCHMITT, 1989).

La filtration est basée sur la rétention d'une particule dans le milieu poreux. Cette rétention peut se faire par son blocage dans les pores ou par son interception et sa fixation sur les grains du filtre (indication donnée par CORAPCIOGLU et al. en 1984, cités par SCHMITT, 1989). Le blocage se produit lorsque la particule a un diamètre plus important que l'ouverture du pore traversé. L'interception s'explique par trois mécanismes entre une particule en suspension et un grain du filtre : interception proprement dite, sédimentation et diffusion (YAO et al., cités par SCHMITT, 1989).

En supposant l'écoulement monodimensionnel d'axe OZ, l'équation générale de la conservation de la masse des particules s'écrit d'après SCHMITT, 1989 :

$$De + \frac{\partial(\theta.C)}{\partial t} = - \frac{\partial JM}{\partial z}$$

où De est le taux de dépôt des particules sur le massif poreux (L⁻³T⁻¹)

JM, le flux spécifique de particule (L⁻²T⁻¹)

C, la concentration en particules.

La connaissance de De qui caractérise la rétention des particules dans le milieu est indispensable à l'amélioration de la connaissance de leurs transferts (SCHMITT, 1989).

Comme particules nous avons :

- les matières en suspension minérales (argiles, limons, sable) ;
- les matières en suspension organiques inerte et vivante (dont les virus, les germes témoins de contamination fécale et divers parasites (SCHMITT, 1989).

d) Les transferts gazeux

L'oxygène nécessaire à l'épuration est fourni par la phase gazeuse du massif filtrant. Le renouvellement de cette phase se fait par l'air atmosphérique par deux mécanismes : la convection et la diffusion moléculaire (BOUWER et CHANEY, 1974, cités par BRISSAUD et al., 1991).

Les échanges convectifs sont liés aux variations du stock d'eau dans le massif filtrant. Tant que la continuité de la phase gazeuse est maintenue entre le massif filtrant et l'atmosphère on a : dSa = dSw

dSa et dSw étant les variations concomitantes des stocks d'air et d'eau dans un profil. L'air frais atmosphérique rentre dans le milieu poreux pendant les séquences de drainage (voir figure 1, annexe 1) (BRISSAUD et al., 1991).

L'exploitation de la convection consiste à appliquer les influents sur un massif filtrant selon un processus périodique infiltration-drainage (voir figure 2, annexe 1) (BRISSAUD, 1993).

Les échanges par diffusion moléculaire à travers la plage d'infiltration entre la phase gazeuse du milieu poreux et l'air atmosphérique, sont liés à la différence des concentrations due aux phénomènes épuratoires, d'oxygène intérieures et extérieures au massif (BRISSAUD, et al., 1991).

Le bilan de masse de l'oxygène prend compte des apports convectifs et diffusifs et s'écrit d'après SCHMITT, 1980 :

$$\frac{\partial(C \cdot \phi_a)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(-D \frac{\partial C}{\partial z} + q_a \cdot C \right) - \alpha O_2$$

C, concentration de l'oxygène de la phase gazeuse

q_a , flux spécifique d'air (LT^{-1})

ϕ_a , porosité de l'air (ad.)

αO_2 , la loi de consommation d'oxygène en (z,t)

$q_a \cdot C$, représente l'apport convectif

$-D \partial C / \partial z$, représente l'apport diffusif

D, coefficient de diffusion de l'oxygène dans le massif (L^2T^{-1}) variable suivant le matériau et son humidité.

Associée à une concentration imposée C_0 , concentration atmosphérique au niveau de la plage d'infiltration et à un profil de concentration initiale, cette équation ci-dessus permet de décrire l'évolution des profils d'oxygène au sein du massif filtrant (SCHMITT, 1989).

e) Les échanges effluent - biofilm

Le massif filtrant constituant un réacteur biologique aérobie à biomasse fixé, sert de support à des bactéries qui vont utiliser pour leur développement les matières polluantes contenues dans l'effluent. Il en résulte la formation d'un biofilm. En s'infiltrant, l'eau à épurer forme un film liquide qui sera traversé par l'oxygène de l'air et par le CO_2 formé dans la biomasse. Les substrats et les produits non volatiles seront échangés entre la biomasse et le film liquide. Le transfert du substrat se fait par diffusion avec élimination (F. EDLINE, 1979) (voir figure 3, annexe 1).

La diffusion du substrat dans le biofilm se décompose en deux étapes : la première correspond à la traversée du substrat à travers la couche stagnante de liquide au voisinage du biofilm, la seconde étant sa diffusion à l'intérieur du biofilm (G. CHERIER, 1991).

- Quelques caractéristiques du biofilm

Le biofilm est constitué par un empilage irrégulier de cellules. Il présente des canicules par où les échanges de masses peuvent se faire.

Biologiquement un biofilm est une communauté assez complexe d'organismes. On y trouve entre autre d'après F. EDLINE, 1979 :

- . des bactéries ;
- . des protozoaires (operculia cilié colonial) qui se nourrissent de bactéries isolées et qui ont de ce fait un grand rôle dans la clarté finale de l'effluent ;
- . des flores nitrifiantes : Nitrosomas et Nitrobacter responsables de la nitrification.

- Un biofilm contient en moyenne 3,75 % seulement de matière sèche et sa formule moyenne est $C_5H_7NO_2$ (EDLINE, 1979).

- En supposant que chaque grain du massif de sable peut être assimilé à une sphère de surface spécifique $6/d_g$, où d_g est le diamètre moyen des grains, SCHMITT, 1989 estime la surface spécifique A_s , développée par un massif par :

$$A_s = \sum_{i=1}^{i=n} 6/d_{g,i} = (1 - \phi_0) \int_0^{\infty} (6/d_g) \cdot f(d_g) \cdot d d_g$$

et celle du biofilm par : $A'_s = (1 - \phi_0) \int_0^{\infty} \left(\frac{6}{d_g + 2L_f} \right) \cdot f(d_g) \cdot d d_g$

d_g , diamètre moyen du grain

$f(d_g)$, fréquence du diamètre d_g observé à partir de la granulométrie

ϕ_0 , porosité du sable

L_f , épaisseur du biofilm.

1.1.2. Processus d'épuration

a) L'épuration de la matière organique

L'épuration de la matière organique en bassin d'infiltration est le résultat de deux actions (SCHMITT, 1989).

- L'élimination des matières en suspension

Elle se fait par filtration physique sur la plage d'infiltration. Cette filtration est obtenue par fixation des particules sur la matrice poreuse par blocage, ce qui permet une élimination totale sur quelques centimètres, ou par interception (interception sensu stricto, sédimentation, adsorption) dont le rendement est fonction de la capacité d'adsorption de la particule et des conditions physico-chimiques du milieu. Une fois sédimentées ces particules sont dégradées et consommées par des bactéries (SCHMITT, 1989).

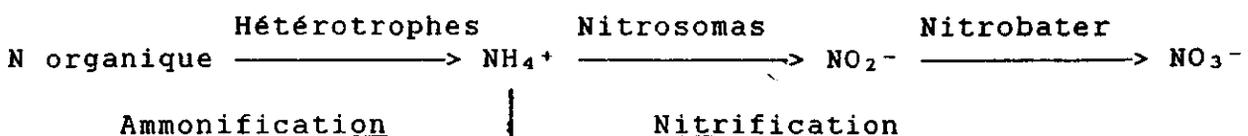
- La minéralisation de la matière organique

La minéralisation de la matière organique se fait en aérobie. Les métabolismes aérobies sont plus complets et plus rapides. Ils aboutissent à la formation de CO_2 , H_2O et fournissent l'énergie nécessaire à la synthèse cellulaire (BROUSSARD, 1985).

b) La nitrification

La fraction d'azote organique est rapidement ammonifiée. L'ammonium formé (NH_4^+) se fixe dans le massif par adsorption sur les particules minérales et les matières organiques (SCHMITT, 1989). L'aération du milieu provoque la formation des nitrates qui sont solubles à partir des NH_4^+ (BROUSSARD, 1985).

L'oxydation de l'azote organique se fait en plusieurs étapes suivantes :



La Décontamination

Les micro-organismes contenus dans l'eau usée sont éliminés par filtration mécanique, adsorption et dégradation microbienne (BRISAUD, 1993).

Le matériau filtrant n'est pas seulement le siège de processus d'oxydation poussé. Du fait de sa non saturation il est doté d'un pouvoir de rétention élevé à l'égard des micro-organismes pathogènes. Ces derniers, une fois retenus dans la zone aérée où les conditions ne leur sont pas favorables, dépérissent en raison de la présence de micro-organismes prédateurs, aérobies (protozoaires) (BURGEAP, 1991.a).

1.2. POTENTIALITES ET FACTEURS INFLUENCANT L'EPURATION PAR INFILTRATION

1.2.1. Les potentialités de l'épuration par infiltration

Dans l'état actuel des connaissances, l'épuration par infiltration permet potentiellement d'assumer, d'après BRISAUD, 1993 :

- * l'élimination des matières en suspension par filtration. La teneur en MES dans les eaux épurées n'excède pas quelques mg/l.
- * La réduction de la DCO. La DCO résiduelle des percolats est de l'ordre de 50 mg/l. Une réduction de la DCO voisine de 90 % (G. CHERIER, 1991).
- * La nitrification de l'azote. L'azote ammoniacal et organique est presque complètement oxydé. La concentration en azote résiduel est inférieure à 10 mg/l.
- * La décontamination. Les performances de l'épuration par infiltration sont très grandes dans ce domaine.
- * L'élimination d'une proportion significative du phosphore contenu dans les eaux usées en utilisant des granulats calcaires ou de matériaux comportant des hydroxydes de fer ou d'aluminium.

1.2.2. Les facteurs influençants

a) Le matériau filtrant

Le massif filtrant est le siège de tous les processus nécessaires à l'épuration (filtration et épuration biologique).

De nombreuses études ont été menées pour mettre en évidence l'impact de sa nature et de son épaisseur sur l'efficacité de l'épuration par infiltration.

- La nature

TARE et BOKIL, 1982, obtiennent une meilleure épuration sur limon fin que sur sable et mettent en évidence le rôle de la granulométrie sur les réultats épuratoires (SCHMITT, 1989).

L'efficacité de l'épuration par infiltration sur massif filtrant découle des propriétés physiques de ce massif granulaire qui joue un rôle de filtre et de réacteur biologique à biomasse fixé, au travers duquel percolent lentement les eaux usées. Les bactéries épuratrices étant fixées sur le support granulaire, l'efficacité du traitement est en général proportionnelle à la surface développée par unité de volume (surface spécifique). Pour des grains de sable non jointifs, supposés sphériques et de diamètre moyen d_m elle est donnée par, d'après G. CHERIER, 1991 :

$$S_s = \frac{6}{d_m} (1 - wp)$$

S_s = surface spécifique (cm^2/cm^3)
 d_m = diamètre moyen des grains (cm)
 wp = porosité du matériau (cm^3/cm^3)

La surface spécifique est donc fonction du diamètre moyen des grains et de la porosité du matériau (voir figure 4, annexe 2). Le choix du matériau filtrant propice à l'épuration par infiltration résulte du compromis entre deux exigences :

- * une porosité à l'air suffisante pour permettre une bonne ventilation du massif épurateur même après le développement du biofilm bactérien ;
- * une surface spécifique pour assurer l'épuration (SCHMITT, 1989).

La qualité de l'épuration par infiltration est donc, d'après tous ces résultats d'études, fonction de la nature du matériau filtrant. Celui-ci conditionne les apports doxygène, le contact entre l'eau et le biofilm par sa porosité et, par sa surface spécifique, la fixation des bactéries épuratrices constituant le biofilm (voir tableau 1, annexe 2).

Il est difficile de parler de granulométrie idéale. Néanmoins, de très bons résultats ont été obtenus aussi bien avec des sables dunaires ($d_{50} = 200\mu$; $U = d_{60}/d_{10} = 2$) qu'avec des sables maçons ($d_{50} = 700\mu$ et $U = 6$ à 7) (voir figure 5, annexe 2) (BRISSAUD, 1993).

- L'épaisseur

L'épaisseur du massif filtrant ne joue guère de rôle dans l'élimination des matières organiques (THOMAS et BENDIXEN, 1969 et EPA, 1981 cités dans LEFEVRE, 1988 et cités par SCHMITT, 1989).

- 50 cm de sable plus ou moins argileux permettent d'éliminer 50% voire 75 % de la DCO incidente (SMITH et al., 1979 cités par SCHMITT, 1989).
- SCHWARTZ et BENDIXEN, 1970, cités par SCHMITT, 1989, estiment que la profondeur nécessaire à l'épuration est comprise entre 0,6 m et 1,2 m de sable non saturé.

C'est dans la pratique l'objectif de décontamination qui fixe l'épaisseur des massifs filtrants (BRISAUD, 1993).

- Quand la décontamination ne figure pas au nombre des objectifs assignés à l'infiltration-percolation, une épaisseur de massif filtrant de 1 mètre paraît suffisante (BRISAUD, 1993).
- Dans le cas le plus fréquent où l'infiltration-percolation a pour fonction l'élimination des germes pathogènes, l'épaisseur du massif filtrant dépend du niveau de décontamination affiché.

Les différents résultats d'expérimentation ci-dessus tendent à montrer que l'épaisseur du massif filtrant n'a pas réellement d'impact sur l'épuration physico-chimique. Mais par contre le niveau de décontamination en dépend.

b) Le fonctionnement

Le rythme et la méthode d'alimentation des bassins d'infiltration ont une influence sur l'efficacité de l'épuration par infiltration :

- Rythme et alimentation

* Le rythme

Le mode séquentiel d'alimentation d'un bassin a une influence sur les performances épuratoires et la gestion du colmatage (G. CHERIER, 1991).

La capacité d'oxydation maximale et donc la DTO maximale traitable dépendent du mode d'application des influents. La capacité d'oxydation croît avec le nombre d'applications par jour. Plus la lame d'eau est faible, plus la DTO reste proche de la surface dans le champ d'action de la diffusion moléculaire gazeuse (BRISAUD et al., 1991) (voir figure 6, annexe 2).

* L'alimentation

Le dispositif d'alimentation des unités d'infiltration est une des parties les plus sensibles des installations d'infiltration-percolation.

Le volume de la bûchée appliquée dans une séquence d'alimentation correspond à un compromis entre la capacité d'oxydation et l'homogénéité de la répartition de l'eau sur le massif filtrant. Seules les procédés de répartition par aspersion peuvent échapper à cette règle (BRISAUD, 1993).

Les cheminements préférentiels sont dus à une mauvaise répartition de l'influent sur la plage d'infiltration. Les zones surchargées donnent lieu à des vitesses de percolation plus fortes que les vitesses nominales, affectant ainsi la qualité de l'épuration physico-chimique et la décontamination (BRISAUD, 1993).

Le dispositif d'alimentation d'un bassin d'infiltration doit donc assurer une distribution uniforme de l'influent et l'homogénéité des charges hydrauliques unitaires de manière à maîtriser les vitesses de percolation, les temps de séjour et donc la décontamination.

Le temps de submersion de la plage d'infiltration doit être court de sorte à ne pas amputer la capacité d'infiltration (BRISAUD, 1993).

- Le climat

C'est un élément fondamental à prendre en compte dans le fonctionnement d'un bassin d'infiltration. Il influence le déroulement de la phase de ressuyage, donc la durée de la période d'alimentation. De la même façon la dessiccation est dépendante du climat qui agit sur la période de repos (Gilles CHERIER, 1991). Ces actions ont été schématisées comme suit :

climat favorable -----> $T_A > T_R$

climat défavorable ----> $T_A < T_R$

T_A = période d'alimentation

T_R = période de repos

En effet, un bon ensoleillement, accompagné d'une température clémente favorise l'activité des micro-organismes responsables de l'épuration, la dessiccation des dépôts de surface entre les alimentations et la minéralisation de la biomasse durant la phase de repos.

L'installation de Flushing Meadow cité par CHERIER représente un cas de climat très favorable (aride sec) avec :

- température moyenne = 21°C
- pluviométrie moyenne annuelle = 182 mm.

- L'entretien

La surface d'alimentation se colmate au fur et à mesure des alimentations. Les périodes de repos permettent de retrouver des vitesses d'infiltration suffisantes. Mais il existe généralement une dérive vers un colmatage de plus en plus rapide.

Hormis les cas exceptionnellement favorables où le taux de MES est inférieur à 20 mg/l sous un climat aride (cas donné par Flushing) un entretien régulier doit être prévu pour restituer au bassin son pouvoir d'infiltration initial (Gilles CHERIER, 1991).

c) Le colmatage

On distingue deux types de colmatage d'après BRISAUD, 1993 :

- le colmatage superficiel lié à l'accumulation de dépôts essentiellement organiques sur la plage d'infiltration et
- le colmatage interne provoqué par un développement mal contrôlé du biofilm qui provient des charges excessives en matière organique ou d'un déficit d'oxygène.

Les deux types de colmatage ont le même résultat : une réduction de la perméabilité qui entraîne une réduction simultanée des capacités d'infiltration et d'oxygénation, la dégradation de l'épuration, la mise en anaérobiose du massif filtrant et un colmatage rapidement aggravé (BRISAUD, 1993).

Le colmatage constitue un risque de dysfonctionnement qui doit être convenablement apprécié au moment de la conception et du dimensionnement. Il constitue la contrainte majeure de la gestion

et de l'entretien des dispositifs d'infiltration-percolation. Pour limiter les risques de colmatage superficiel l'infiltration-percolation ne traite que les eaux décantées (BRISSAUD, 1993).

d) La qualité de l'effluent

- La mise en place et le développement du colmatage dépendent outre la granulométrie, de nombreux autres facteurs dont la nature de l'effluent. La charge en MES, le taux de carbone organique soluble et le rapport C/N de l'effluent influent sur le colmatage (BROUSSARD, 1985).
- Les réactions de nitrification donnant successivement NO_2^- puis NO_3^- à partir de NH_4^+ sont elles aussi peu dépendantes de la température. La formation des nitrites est maximum à $\text{pH} = 7,5$ et l'oxydation en nitrate augmente avec le pH (BROUSSARD, 1985).

e) L'oxygène

Les différents processus d'épuration que nous avons décrit précédemment à partir de la revue bibliographique, montrent que l'oxygène est un élément indispensable à leur réalisation.

L'efficacité de la nitrification dépendra aussi bien de la capacité du massif à stocker le NH_4^+ que de sa capacité à s'aérer par l'apport de l'oxygène nécessaire à l'oxydation de l'ion ammonium en nitrate (LANCE 1972, cité par BROUSSARD, 1985).

- Le niveau d'oxygénation du milieu semble le paramètre le plus important de la nitrification (LEFEVRE, 1988/ROUMAGNAC, 1987, cités par SCHMITT, 1987).
- La présence d'oxygène détermine la distribution des bactéries nitrifiantes et donc les profondeurs auxquelles peuvent intervenir les réactions (STARR et al., 1974 cité par SCHMITT, 1989).
- Une bonne décontamination passe par une bonne oxydation des eaux usées infiltrées (SCHMITT et al., 1991).

Ces quelques résultats de recherches sont tant de preuves qui montrent que l'oxygène est un facteur principal influençant l'oxydation de la matière organique et la nitrification et aussi la décontamination. Il est donc intéressant de connaître les besoins et la source d'approvisionnement, en oxygène.

1.3. LES BESOINS EN OXYGENE

1.3.1. Demande totale en oxygène

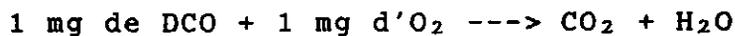
Les matières organiques sont caractérisées par la Demande Chimique en Oxygène (DCO) dissoute.

L'azote organique et ammoniacal est caractérisé par la concentration en azote kjeldalh (NTK).

Les matières organiques et l'azote kjeldalh constituent la pollution dissoute qui est oxydée pendant sa percolation à travers le milieu poreux (BRISSAUD et al., 1991).

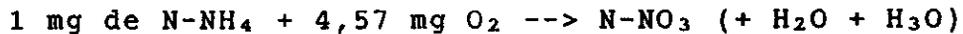
L'oxydation de la matière organique se déroule de la manière suivante d'après BRISSAUD et al., 1991 :

- une partie sert aux besoins énergétiques des bactéries constituant le biofilm. Elle est oxydée selon la réaction



- la partie restante sert à la croissance du biofilm.

L'azote est oxydé par voie biologique selon la réaction globale suivante :



Les besoins en oxygène d'une oxydation totale de la pollution dissoute sont caractérisés par la Demande Totale en Oxygène (DTO) exprimée en mg d'oxygène par litre.

$\text{DTO} = \text{DCO}_{\text{dissoute}} + 4,57 \text{ NTK}$
--

(BRISSAUD et al., 1991)

1.3.2. Approvisionnement en oxygène

Comme nous l'avons déjà dit dans le paragraphe concernant les transferts gazeux, l'oxygène nécessaire à l'épuration est fourni par la phase gazeuse du massif filtrant, renouvelée par les phénomènes de convection et de diffusion.

L'alimentation convective en oxygène est liée aux entrées de l'air frais atmosphérique qui prend la place libérée par l'eau drainée. On montre que pour l'exploitation de la convection, l'application des effluents sur le massif doit obéir à un processus cyclique infiltration - ressuyage (BRISSAUD et al., 1991) (voir figures 6 et 7 page).

Il faut ajouter deux contributions convectives secondaires : le remplacement par l'air atmosphérique de l'oxygène consommé par la nitrification et de celui du gaz carbonique évacué en solution dans la phase liquide (BRISSAUD, 1993).

L'approvisionnement complémentaire en air provient des échanges par diffusion moléculaire à travers la plage d'infiltration, entre la phase gazeuse du milieu poreux et l'air frais atmosphérique (BRISSAUD et al., 1991).

1.3.3. La capacité d'oxydation

SCHMITT, 1989 cité par BRISSAUD et al., 1991, calcule par voie numérique la capacité d'oxydation W_t d'une infiltration unidimensionnelle verticale résultant d'une procédure cyclique infiltration - ressuyage à partir des caractéristiques hydrodynamiques du milieu poreux et des conditions d'infiltration avec :

$$W_t = W_c + W_d$$

W_c et W_d étant les capacités d'oxydation convective et diffusive. BRISSAUD, 1993 exprime W_c et W_d en milligramme d'oxygène par litre par :

$$W_c = C_o (SW + d)/h_o \text{ et } W_d = C_o \bar{qO}_2, TD/h_o$$

- C_o , la teneur en oxygène de l'air atmosphérique en mg/l ;
 SW , la variation maximale du stock d'eau au cours d'un cycle (une séquence d'alimentation et la séquence de drainage qui suit) exprimée en mètre d'eau ;
 h_o , la hauteur en m de la lame d'effluent, appliquée pendant une séquence d'alimentation ;
 d , un terme correctif correspondant aux contribution secondaires, en m ;
 \bar{qO}_2 , la moyenne dans l'intervalle de temps TD du flux volumique diffusif d'oxygène par unité de surface de plage d'infiltration, en m/h ;
 TD , temps en heure, nécessaire pour que la diffusion moléculaire complète l'approvisionnement en oxygène la hauteur des besoins.

SCHMITT, 1989 et BRISSAUD et al., 1991, montrent par l'application d'un modèle d'épuration par bactéries fixées que l'élément limitant de l'oxydation de la pollution dès lors que la dose journalière est inférieure à 50 cm/jour pour des DTO supérieures à 500 mg d' O_2 /l (G. CHERIER, 1991).

Cela implique donc la nécessité d'un approvisionnement supplémentaire du massif filtrant en oxygène pour le traitement des effluents à DTO supérieures à 500 mg d' O_2 /l.

1.3.4. Nécessité d'un approvisionnement supplémentaire en oxygène pour traiter les effluents à forte DTO

Les effluents industriels et en particulier les rejets d'industries agro-alimentaires présentent des niveaux de pollution organique ou ammoniacale très élevés.

Des concentrations en DCO de 10 g/l ou de plusieurs centaines de mg d'azote ammoniacal ne sont pas rares. La Demande Totale en Oxygène, définie par les besoins en oxygène liés à l'oxydation de la DCO et à la nitrification est excessivement importante (SCHMITT, 1989).

Le traitement par infiltration de ce type d'effluent suppose la pénétration dans le massif filtrant de l'oxygène en quantité aussi importante que la DTO infiltrée (SCHMITT, 1989).

Pour satisfaire à cette demande une idée simple consisterait à augmenter les apports d'oxygène dans le filtre de façon artificielle.

1.3.5. Les dispositifs EPI ventilés artificiellement

Ces dispositifs sont conçus et développés pour traiter les fortes charges polluantes (DCO de 1 à 50 g/l, azote ammoniacal de 0,005 à 10 g/l) (SCHMITT, 1989).

La particularité de ces dispositifs, la ventilation artificielle ou active résultent d'une circulation forcée de la phase gazeuse du milieu poreux, par exemple par la mise en dépression de la base du massif filtrant. Cette procédure permet un renouvellement permanent de la phase gazeuse par l'air atmosphérique à travers la plage d'infiltration (BRISSAUD et al., 1991).

Compte tenu de la très bonne perméabilité à l'air du sable, une dépression de quelques dizaines de centimètres d'eau est suffisante pour assurer l'apport de dizaine de kilogramme d'oxygène par mètre carré de bassin et par jour (SCHMITT, 1989).

L'apport d'oxygène devient dans ce cas non limitant pour l'oxydation de la DCO et pour la nitrification.

D'autres systèmes ont été développés (BRISSAUD et al., 1988/ROUMAGNAC, 1987, cités par SCHMITT, 1989), utilisant la capacité de diffusion de l'oxygène à partir de structures creuses reliées à l'atmosphère.

Les dispositifs EPI ventilés permettant d'assurer en tout point du massif filtrant une concentration en oxygène de l'atmosphère du sol voisine de la concentration atmosphérique, présentent cependant des limites (SCHMITT, 1989).

- Les limites des dispositifs EPI ventilés artificiellement

L'expansion du biofilm du fait de la disponibilité en oxygène est préjudiciable à cause de la porosité réduite du massif filtrant.

Les limites des dispositifs ventilés artificiellement sont donc relatives à la fraction maximale de la porosité disponible pour le biofilm compte tenu de la place nécessaire à la circulation des effluents et de la phase gazeuse. Elles sont aussi reliées aux risques d'expansion du biofilm pour de fortes valeurs de DCO (SCHMITT, 1989, cité par LEFEVRE et al., 1991).

Pour les bassins traitant des effluents très chargés en DCO, les bactéries disposent aussi de suffisamment de matière organique pour assurer leur besoin d'entretien et pour se foisonner. Le biofilm est alors en croissance, il n'y a plus d'équilibre. Cela conduit à terme à un colmatage interne du dispositif (la totalité de la porosité est occupée par le biofilm). Cette situation se traduit biochimiquement par :



SCHMITT, 1989, explique cette situation par le fait que, lorsque la DCO de l'effluent devient suffisamment importante le flux de DCO pouvant pénétrer dans le biofilm devient supérieur au flux d'oxygène disponible qui est limité à sa valeur théorique maximale $q_{O_2} = \gamma_{O_2} \sqrt{2} C_o$ (C_o étant la concentration atmosphérique, γ_{O_2} le coefficient de transfert de l'oxygène dans le biofilm). Il affirme qu'en régime permanent, le traitement par infiltration d'effluents à fortes charges en DCO ne peut aboutir à un système stable.

Comme solution à ce problème il propose une gestion "hydraulique" du biofilm. Cela consiste en un apport séquentiel de l'effluent, qui permet en limitant dans le temps l'apport de matière organique, de rationner le biofilm.

Conclusion

La connaissance et la maîtrise du fonctionnement d'un dispositif EPI ventilé artificiellement et, des phénomènes affectant sa pérennité ; l'adoption d'un apport séquentiel et périodique de l'effluent proposé par SCHMITT, 1989 dans le cas de traitement des effluents très chargés en DCO ; sont des éléments qui vont nous permettre de bien gérer le dispositif EPI ventilé artificiellement que nous allons utiliser dans la deuxième partie de cette étude.

DEUXIEME PARTIE :

EXPERIMENTATION EN COLONNES DE SABLE

AERE ARTIFICIELLEMENT - IMPACT DE

L'APPORT ARTIFICIEL D'OXYGENE

2.1. TRAITEMENT D'UN EFFLUENT AGRO-INDUSTRIEL

L'expérimentation porte sur l'élimination de la pollution organique et azotée des eaux usées de l'Abattoir Frigorifique de Ouagadougou. Elle a pour but de ressortir l'impact de l'apport d'oxygène sur l'épuration de la DCO et la nitrification.

L'expérimentation a été faite sur des colonnes en PVC, dans un premier temps à l'air libre dans le site de l'abattoir frigorifique. Pour des raisons de disponibilité et de facilité d'utilisation du matériel de mesure, le dispositif expérimental a été transféré au sein de l'Ecole, dans un local clos suffisamment aéré.

2.1.1. Matériel et méthodes

a) Description des colonnes expérimentales (voir annexe 3)

Nous avons utilisé deux colonnes en PVC de 160 mm de diamètre intérieur chacune. Les colonnes ont été dénommées C₄ et C₅ par rapport à 4 autres colonnes qui étaient utilisées pour d'autres expérimentations. Elles renferment respectivement chacune 1 m et 0,7 m de sable filtrant.

Dans chaque colonne, le sable repose sur 5 cm de gravier drainant (5 mm à 1 cm de diamètre). Entre le sable et le gravier il y a un feutre géotextile. La colonne est fermée à sa partie inférieure par un bouchon. Un tube en acier galvanisé vissé sur le bouchon permet de faire la dépression à la base de la colonne et de recueillir aussi l'effluent traité.

On a une revanche de 15 cm pour chaque colonne pour effectuer l'alimentation.

L'ensemble des colonnes expérimentales est soutenu par un support en acier formant un bloc rigide facilitant les différentes opérations d'alimentation, de mesure et d'échantillonnage. (Voir en annexe le schéma du dispositif expérimental).

b) Caractéristiques de l'effluent

Les eaux usées de l'AFO sont issues de l'abattage des animaux. Elles sont d'origine organique et se prêtent à l'épuration par voie biologique.

Les caractéristiques de ces eaux mesurées sont regroupées dans les tableaux suivants :

TABLEAU 1 : CARACTERISTIQUES CHIMIQUES ET BACTERIOLOGIQUES DES EAUX USEES DE L'AFO UTILISEES POUR L'EXPERIMENTATION EN AERATION NATURELLE DES COLONNES

	DCO (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-NO ₃ (mg/l)	NTK (mg/l)	CF/100 ml
Nombre de mesures	11	11	11	8	9
Maximum observé	7960	343	14,9	2245	9 E + 7
Moyenne obtenue	4803	142	6,8	1427	1,87 E + 7
Minimum observé	2476	32	0,9	961	4 E + 6

TABLEAU 2 : CARACTERISTIQUES CHIMIQUES ET BACTERIOLOGIQUES DES EAUX USEES DE L'AFO UTILISEES POUR L'EXPERIMENTATION EN VENTILATION ARTIFICIELLE DES COLONNES

	DCO (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	N-NO ₃ (mg/l)
Nombre de mesures	25	25	25
Maximum observé	10130	379	42
Moyenne obtenue	5747	91	4
Minimum observé	1320	25	1

c) Choix du matériau filtrant

Le choix du matériau filtrant propice à l'épuration par infiltration, comme nous l'avons déjà dit au chapitre résulte du compromis entre 2 exigences :

- une porosité à l'air suffisante pour permettre une bonne ventilation du massif épurateur, même après développement du biofilm bactérien ;
- une surface spécifique suffisante pour assurer l'épuration.

Le matériau utilisé pour les expérimentations présentes est du sable, disponible dans les environs de Ouagadougou. (Ce choix se justifie par le fait que plusieurs expérimentations ont montré que le sable est un matériau propice à l'épuration par infiltration).

Le sable utilisé a les caractéristiques suivantes :

$$D_{10} = 300 \mu\text{m}$$

$$D_{60} = 810 \mu\text{m}$$

$$Cu = \frac{d_{60}}{d_{10}} = 2,7$$

$$\text{La porosité } \phi = 41,7 \%$$

Ces valeurs ont été déterminées après tracé de la courbe granulométrique (voir en annexe 6).

d) Caractéristiques hydrauliques

Les caractéristiques hydrauliques du matériau s'obtiennent par des essais sur matériau propre. Leur connaissance permet des informations sur le temps de séjour, même si le développement du biofilm non négligeable dans le cas du traitement des effluents de forte charge polluante, entraîne une modification sensible qui pourrait biaiser l'interprétation.

e) Choix du rythme d'apport

La gestion hydraulique du dispositif expérimental doit permettre de minimiser les risques de colmatage. Dans le cas de traitement des effluents agro-industriels, le flux de DCO étant supérieur au flux d'oxygène pénétrant dans le biofilm, il y a production de biomasse qui entraîne l'expansion du biofilm qui à la longue colmatara le massif épurateur. Il est donc nécessaire d'avoir de très courtes périodes d'alimentation suivies de très longues périodes de repos (SCHMITT, 1989).

Le fractionnement de l'apport permet aussi d'augmenter le temps de séjour laissant le temps aux bactéries d'oxyder la totalité de la matière organique. Mais cela nécessiterait l'utilisation de matériels sophistiqués et coûteux dans le cas des bassins d'infiltration. C'est pourquoi dans les expérimentations présentes, nous avons adopté un fractionnement simplifié.

Pendant les différentes périodes d'expérimentation nous avons adopté un apport de 5 cm par jour pour chaque colonne. Mais pendant les deux dernières semaines cet apport a été fractionné en deux apports par jour pour la colonne C₄ soit une charge hydraulique de 2,5 cm par apport avec un temps de ressuyage d'au moins 7 heures.

L'alimentation est faite à l'aide d'une pompe péristaltique avec un débit de 17 ml/s (temps d'apport égal à 58 secondes) pour les apports de fréquence 1 jour.

Pendant la période où le fractionnement a été adopté, le débit a été de 12,5 ml/s (temps d'apport égal à 40 secondes).

La colonne est alimentée par la pompe péristaltique au moyen d'un tuyau souple perforé sur une petite longueur par rapport à son extrémité qui est bouchée. Ceci permet une bonne répartition de l'effluent sur toute la plage d'infiltration.

2.1.2. Apport artificiel d'oxygène

Dans le cas de l'épuration par infiltration-percolation des effluents agro-industriels, il est indispensable, comme certains chercheurs cités dans la première partie de cette étude, ont montré, de procéder à un approvisionnement supplémentaire d'oxygène dans le massif filtrant. Et ce, en plus de toutes les précautions nécessaires à prendre pour la charge hydraulique à apporter et pour le rythme d'apport, afin d'augmenter les capacités d'oxydation.

Le supplément d'oxygène est apporté artificiellement en créant une dépression de 4 mCE à la base des colonnes à l'aide d'une pompe à vide. Une dépression de quelques dizaines de centimètres de colonne d'eau permet d'assurer une bonne circulation d'air garantissant une concentration en tout point du massif filtrant égale à l'air atmosphérique (SCHMITT, 1989). L'approvisionnement en oxygène du massif filtrant n'est plus dans ce cas un facteur limitant.

2.1.3. Protocole expérimental

a) Calendrier expérimental

Il faut noter que vu les objectifs recherchés par les expérimentations présentes, il aurait été intéressant de procéder parallèlement aux suivis expérimentaux, en condition d'aération naturelle et en condition d'aération artificielle des colonnes de sables. Mais il s'est posé un problème de disponibilité de colonne à cause d'une expérimentation qui était déjà en cours au moment où nous devions commencer nos expérimentations.

Une étude préalable ayant été déjà faite sur les colonnes C₅ et C₄ en aération naturelle, nous avons décidé de faire uniquement l'expérimentation en aération artificielle dans les mêmes conditions (charge hydraulique, rythme d'apport) afin d'adopter les résultats déjà obtenus en aération naturelle.

Nous n'oublierons pas aussi de mentionner que l'étude devait se faire sur une seule colonne, la C₅, mais pour un problème de fuite sur cette colonne, nous avons dû l'abandonner en cours d'expérimentation et utiliser la colonne C₄.

L'expérimentation en aération naturelle des colonnes a été faite pendant 3 semaines du 24 février au 19 mars 1993.

L'expérimentation en ventilation artificielle a duré 4 semaines du 5 avril au 8 mai 1993.

Pendant les deux premières semaines l'expérimentation a été faite sur la colonne C₅ avec une charge appliquée de 5 cm/jour et pendant les deux dernières semaines elle a été faite sur C₄ avec une charge appliquée de 5 cm/jour, fractionné en deux apports de 2,5 cm espacés d'au moins 7 heures.

Pendant toutes les périodes d'expérimentation, le dimanche a été un jour de repos où aucune alimentation n'était faite.

b) Echantillonnage

Pendant les 2 premières semaines les échantillonnages ont été faits dans des flacons de 250 ml dans la matinée, après chaque alimentation de la colonne pour les eaux usées et dans l'après-midi pour l'eau infiltrée.

Pendant les 2 dernières semaines 3 échantillons de 250 ml sur l'eau usée, sur l'eau infiltrée après la deuxième alimentation de la veille et sur l'eau infiltrée après la première alimentation du jour, sont prélevés par jour.

c) Analyse physico-chimique

Elle a été basée sur les différents paramètres caractérisant la matière organique, la DCO et la matière azotée, l'azote ammoniacal $N-NH_4^+$ et les nitrates.

Nous n'avons malheureusement pas pu mesurer l'azote kjedahl à cause des problèmes que nous avons rencontrés lors des mesures (surtout cassage des ballons lors de la minéralisation).

Nous aurions bien voulu suivre l'abattement bactérien par le bilan en coliformes thermotolérants (coliformes totaux indicateurs de pollution fécale). Mais les premiers résultats obtenus sur la DCO, le $N-NH_4^+$ et le $N-NO_3^-$ ont montré un problème d'oxydation qui n'était pas favorable à un bon abattement bactérien. Nous avons donc jugé inutile d'effectuer ces mesures qui sont délicates et lourdes. Il s'est posé par la suite un problème de disponibilité de matériel.

- La DCO

Le bilan de la DCO permet d'étudier l'efficacité du réacteur vis-à-vis de l'oxydation de la matière organique. Sa détermination est faite sur l'eau usée et l'eau infiltrée par la méthode de HACH par spectrophotométrie après deux heures de minéralisation. L'oxydant utilisé est le dichromate de potassium en présence de l'acide sulfurique.

- Le Bilan Azoté

Le bilan azoté par le suivi des différentes formes d'azote ($N-NH_4^+$ et $N-NO_3^-$) et le NTK permet de contrôler la bonne oxygénation du massif épurateur. En effet, il y a une oxydation totale de l'azote kjeldahl en azote ammoniacal dans le cas d'une bonne oxygénation. La nitrification partielle de cet élément est signe d'un déficit d'oxygène dans le massif épurateur.

N'ayant pas eu les moyens de mesurer le NTK, nous avons mesuré seulement le $N-NH_4^+$ et le $N-NO_3^-$ par la méthode potentiométrique. Cette méthode consiste à mesurer le potentiel redox de l'ion considéré par une électrode spécifique. La concentration en l'ion considéré de la solution et son potentiel redox sont liés par la relation suivante :

$$E = E_0 + A \log [C]$$

E (mv) potentiel redox
E₀ (mv) potentiel redox de référence
C : concentration en mg/l de l'ion considéré.
A : coefficient à mesurer en fonction de l'ion considéré.
Théorique A = 58 pour $N-NH_4^+$
A = -58 pour $N-NO_3^-$

- Les MES

G. CHERIER, 1991 affirme que :

- la rétention des MES semble varier principalement en fonction du matériau et du type de l'effluent.

- Toutes les études s'accordent à dire que l'élimination des MES dépasse le plus souvent 90 %.
- Il faut remarquer que la pollution particulaire en sortie provient soit du lessivage des fines du matériau de remplissage, soit du déchrochage de la biomasse.

Il obtient après expérimentation sur colonne en aération naturelle que les MES subissent quelque soit le rythme adopté un abattement important toujours supérieur à 85 % et pouvant atteindre 95 % avec les sables les plus fins.

C'est dire que, outre la finesse du sable utilisé, l'élimination des MES n'est pas influencée par les conditions dans lesquelles s'effectue l'épuration par infiltration notamment celles de l'aération artificielle ou pas du massif filtrant.

La granulométrie du sable que nous avons utilisé étant assez fine (voir courbe granulométrique) et vu les objectifs de notre expérimentation, nous avons jugé pas très utile de procéder au suivi des MES.

2.2. RESULTATS

Les résultats présentés sont obtenus comme suit : (voir annexe 4)

- 3 semaines d'expérimentation en aération naturelle sur les colonnes C₅ et C₄ ;
- 4 semaines d'expérimentation en aération artificielle :
 - . les 2 premières semaines sur C₅
 - . les 2 dernières semaines sur C₄

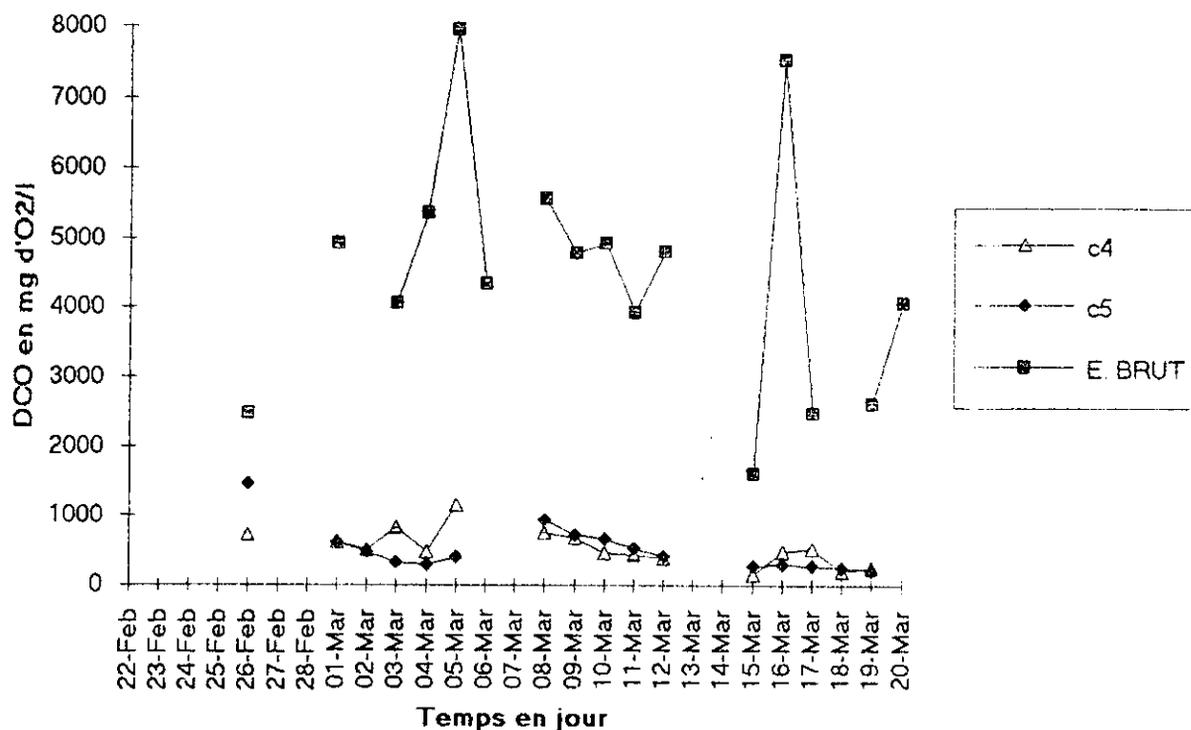
Pour l'interprétation de ces résultats, nous procéderons dans un premier temps à l'analyse des résultats épuratoires en aération naturelle et en aération artificielle. Dans un deuxième temps nous comparerons les performances épuratoires dans les deux conditions (aération naturelle et aération artificielle). Ce qui permettra de ressortir l'impact de l'apport artificiel d'oxygène.

2.2.1. Interprétations

a) Interprétation des résultats épuratoires en aération naturelle

- Élimination de la DCO

DCO en sortie des colonnes



	c4	c5	E brute
Max (mg/l)	1160	1460	7960
Moy (mg/l)	541	511	4466
Min (mg/l)	147	219	1610
Ecar(mg/l)	225	216	1596
Rend (%)	87,89	88,56	

Pour des eaux brutes de concentration en DCO fluctuant entre 1596 et 7960, on obtient un abattement de la DCO :

- . de 87,89 % pour la colonne C₄
- . de 88,56 % pour la colonne C₅

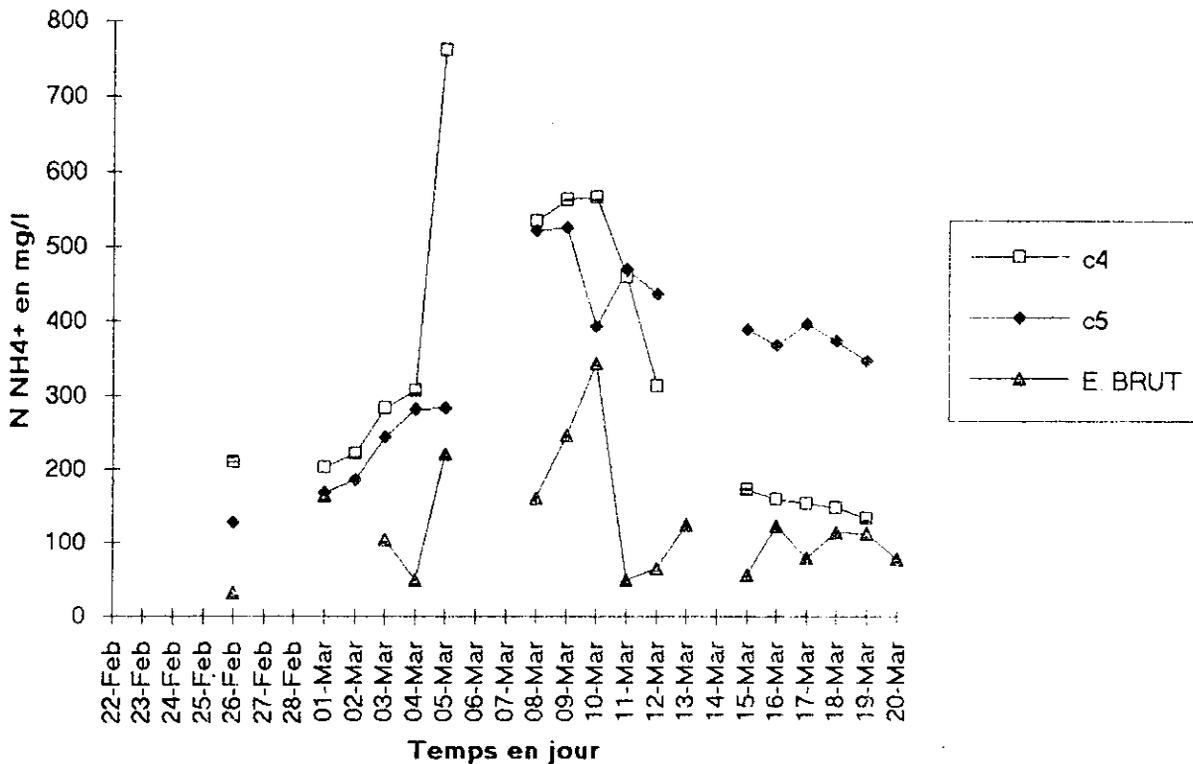
Dans les deux colonnes, le niveau de sortie de la DCO reste pratiquement inférieur à 1000 mg d'O₂/l durant toute la période d'expérimentation, même pour les fortes fluctuations (pointe à 7960 mg/l). Mais pour le premier jour d'expérimentation, nous constatons un abattement faible des DCO pour les deux colonnes. Cela est lié à la mise en place de la flore épuratrice qui dure 24 heures (BRISAUD, 1993). D'une manière générale, on constate que l'abattement croît lorsque la DCO d'entrée décroît.

- La nitrification

Le suivi régulier des formes de l'azote en sortie des colonnes a permis de mettre en évidence l'installation de la nitrification.

- L'azote ammoniacal N-NH₄⁺

NH₄⁺ en entrée et sortie des colonnes



	c4	c5	E brute
Max (mg/l)	763	526	343
Moy (mg/l)	324	344	125
Min (mg/l)	132	128	32
ET (mg/l)	193	121	82

Les eaux brutes analysées contiennent des concentrations en azote ammoniacal fluctuant entre 32 mg/l et 343 mg/l et en moyenne 125 mg/l.

A la sortie des colonnes on observe une augmentation importante des concentrations en N-NH₄⁺, on a environ deux à trois fois les concentrations à l'entrée. Cela pourrait être dû au fait que les eaux usées de l'abattoir issues de l'abattage des animaux contiendraient essentiellement de l'azote organique. Cet azote est dans un premier temps minéralisé en azote ammoniacal avant d'être nitrifié si le milieu poreux est suffisamment oxygéné. Dans le cas contraire, l'azote ammoniacal sera retrouvé en quantité plus grande en sortie qu'en entrée de colonne.

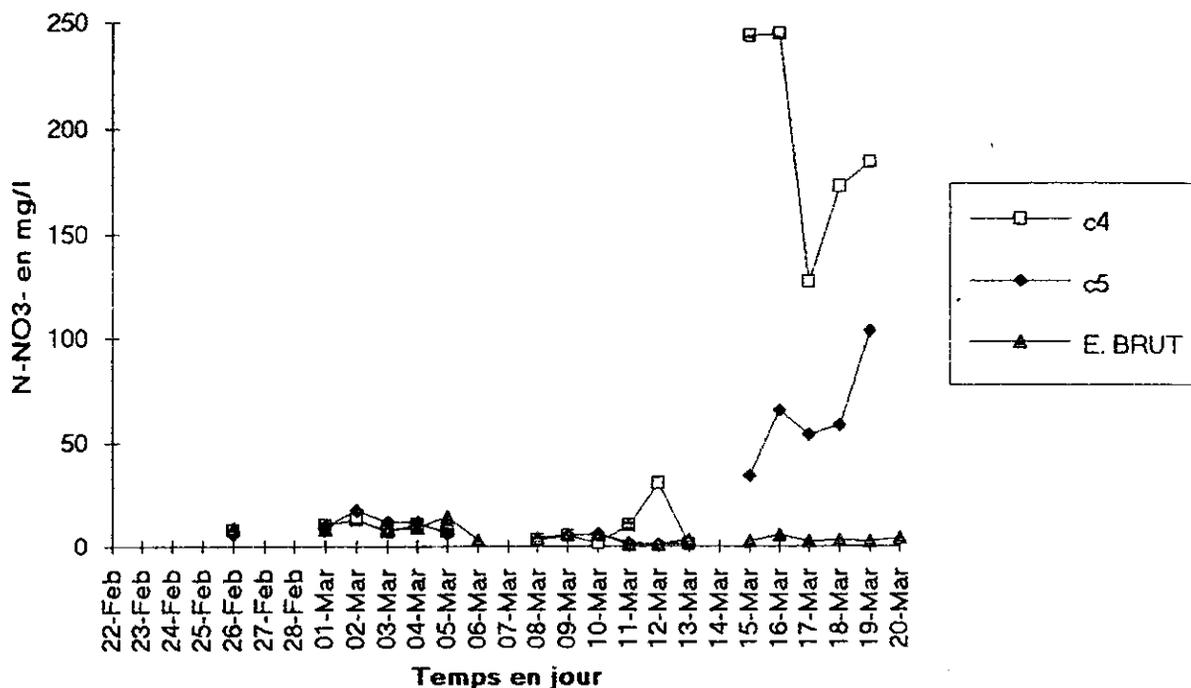
Toute augmentation de NH_4^+ après percolation dans un massif sableux indique un début de mauvais fonctionnement du processus avant même une augmentation de la DCO en sortie. (LEFEVRE, 1988, BROUSSARD, 1985, BOUWER et al., 1974, cités par G. CHERIER).

Sur les deux courbes de sortie de C_4 et C_5 , on distingue 3 parties :

- une première partie croissante, pendant les premiers jours d'expérimentation, correspondant à la sortie des ions NH_4^+ non retenus, absence de nitrification ;
- une deuxième partie, en palier, correspondant certainement à une nitrification progressive de l'azote ammoniacal ;
- une troisième partie décroissante, correspondant à la nitrification croissante des N-NH_4^+ en N-HO_3^- ;
- le développement de la nitrification est relativement lent. Ceci est conforme aux observations de SCHMITT, 1989. Le temps de génération de Nitrosomas et Nitrobacter est en effet excessivement long. DUPAIN, 1988, estime cette valeur par interprétation des résultats épuratoires à 48 heures pour une température de 20°C (SCHMITT, 1989) ;
- La nitrification dure très peu de temps à cause de la diminution de l'apport d'oxygène qui se fait sentir rapidement par le développement du colmatage. Ce qui fait que la concentration en N-NH_4^+ ne peut être nulle. La nitrification est partielle.

- Le nitrate

NO₃⁻ en entrée-sortie des colonnes



	c4	c5	E brute
Max (mg/l)	245	103	14
Moy (mg/l)	63	23	5
Min (mg/l)	1	1	1
ET (mg/l)	85	32	4
Taux (%)	92,1	78,39	

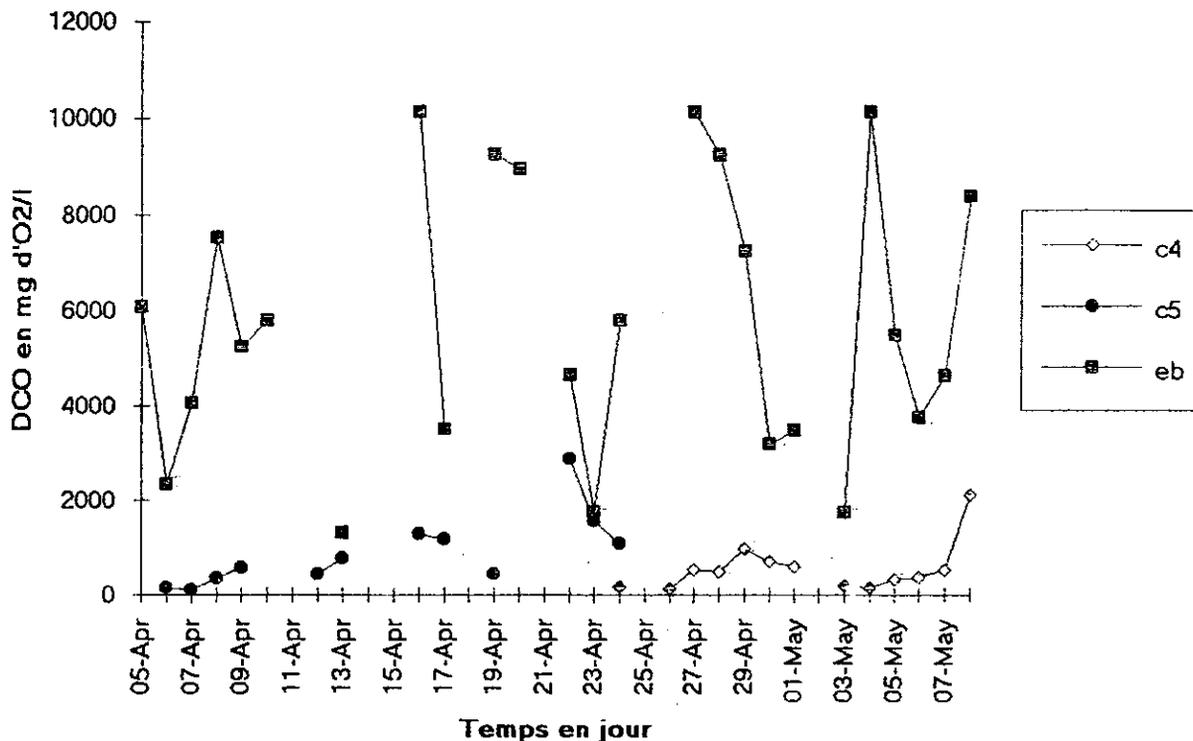
Les eaux usées ne contiennent pratiquement pas de nitrates. Les concentrations fluctuent entre 1 mg/l et 14 mg/l (la pointe).

Pendant les deux premières semaines, la nitrification est pratiquement nulle. Pendant toute la deuxième semaine elle croît. On a un taux de nitrification de 92,1 % pour la colonne C₄ et de 78,39 % pour la colonne C₅.

b) Interprétation des résultats en aération artificielle : apport supplémentaire d'oxygène

- Elimination de la DCO

DCO en entrée sortie des colonnes



	c4	c5	Σ brute
Max (mg/l)	2095	2865	10130
Moy (mg/l)	557	904	5747
Min (mg/l)	132	103	1320
ET (mg/l)	524	776	2846
Rend (%)	90,31	84,27	

On remarque une forte fluctuation de la DCO d'entrée durant toute la période d'expérimentation. Cela est due à une variation irrégulière de la charge polluante qui, elle-même est liée non seulement au point de prélèvement des échantillons, mais aussi à la quantité d'eau utilisée pour le nettoyage des locaux d'abattage et au nombre d'abattage.

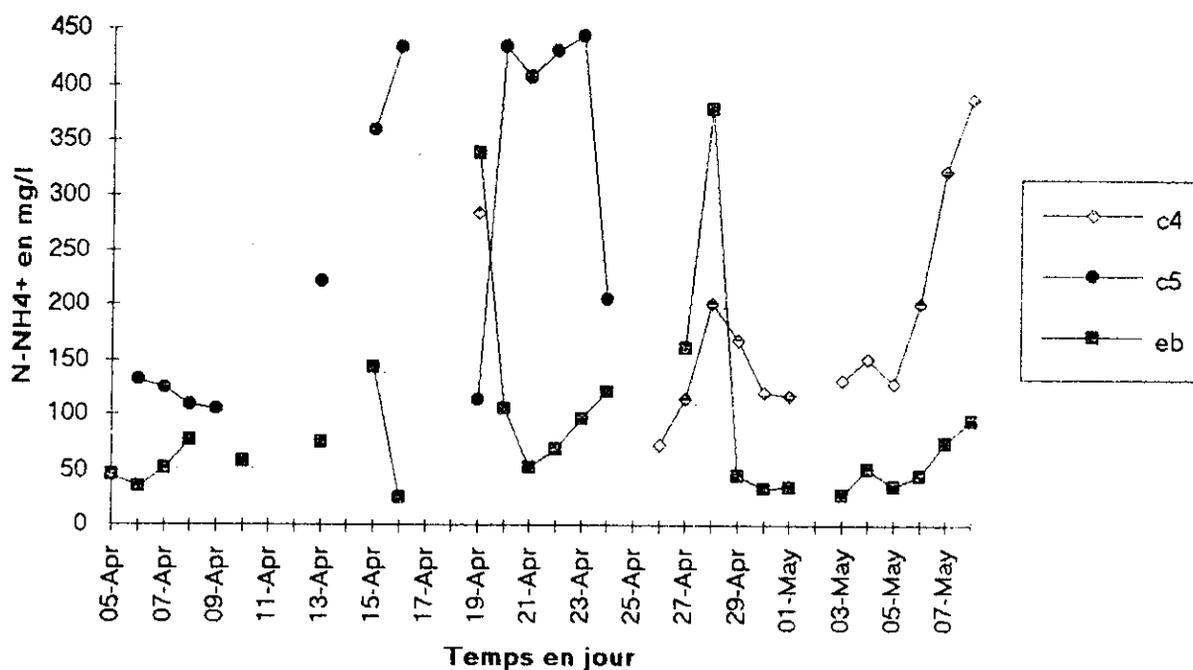
- La DCO d'entrée fluctue entre 1320 et 10130 mg d'O₂/l avec une valeur moyenne de 5747 mg d'O₂/l.
- Les courbes de la DCO de sortie des colonnes C₅ et C₄ sont croissantes. Cela est lié à l'évolution du niveau de colmatage qui réduit la porosité du massif filtrant et donc de la quantité d'oxygène disponible et de là une diminution du rendement d'élimination de la DCO. Le colmatage total est

atteint pour la C₅ à la fin de la deuxième semaine de fonctionnement. On a un rendement épuratoire de 84,27 % pour C₅. Pour la colonne C₄ on constate aussi un colmatage total à la fin de la deuxième semaine de fonctionnement. On a un rendement épuratoire de 90,31 % pour la colonne C₄.

- La nitrification

L'azote ammoniacal

Concentration en N -NH₄⁺ en entrée-sortie des colonnes



	c4	c5	E brute
Max (mg/l)	388	445	379
Moy (mg/l)	172	271	91
Min (mg/l)	73	105	25
ET (mg/l)	92	148	88

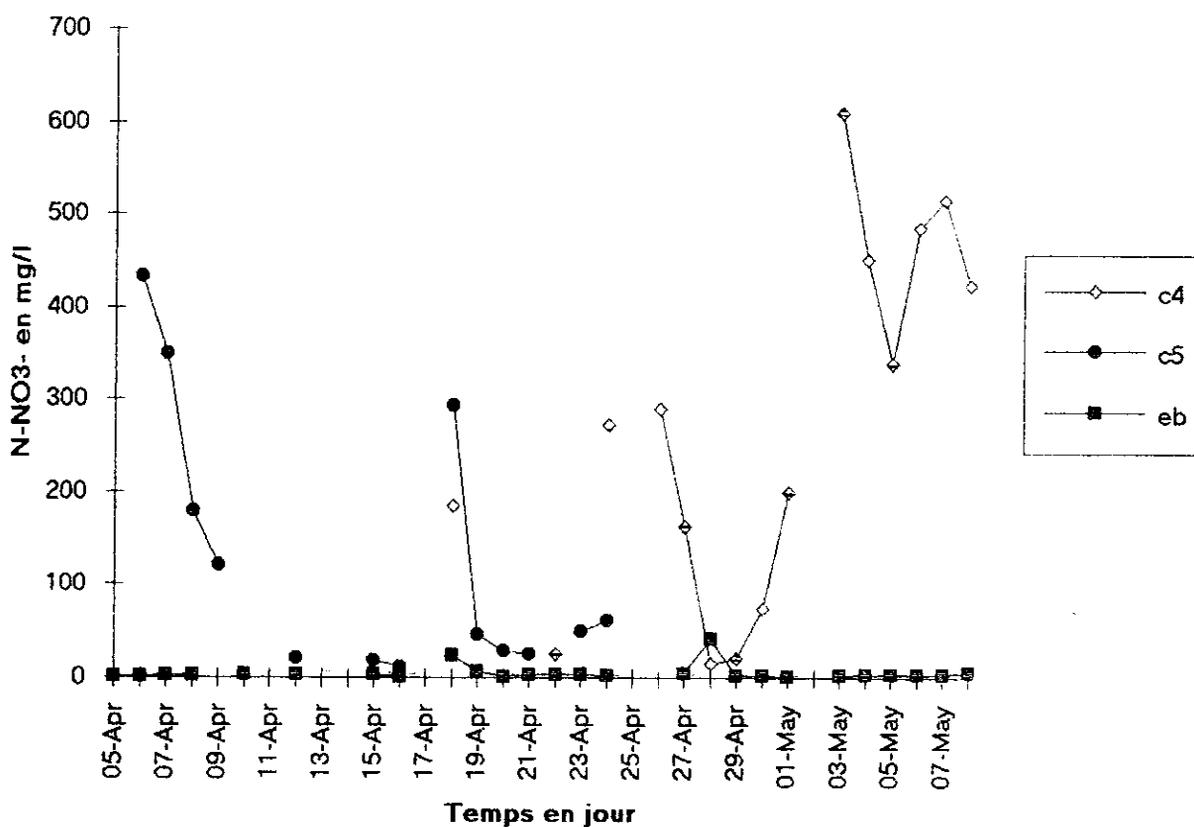
Les concentrations en azote ammoniacal des eaux usées fluctuent entre 88 mg/l et 379 mg/l ; à la sortie des colonnes, elles augmentent pour les raisons relatives aux caractéristiques des eaux usées de l'abattoir que nous avons données au paragraphe 1.b. Mais pour des concentrations en N-NH₄⁺ très fortes (supérieur à 150 mg/l) on constate aussi bien pour la colonne C₅ que C₄, que c'est le phénomène contraire qui se produit, c'est-à-dire la concentration en azote ammoniacal à la sortie est inférieure à celle à l'entrée. Cela pourrait s'expliquer par une nitrification rapide et croissante à cause de la présence suffisante d'oxygène.

D'une manière générale les deux courbes de sortie ont une même allure :

- une première partie décroissante, correspondant à la nitrification de l'azote ammoniacal en une période courte ;
- une deuxième partie croissante correspondant à une augmentation de la concentration en azote ammoniacal.

Nitrate

Concentration en N-NO₃- en entrée-sortie des colonnes



	c4	c5	E brute
Max (mg/l)	610	433	42
Moy (mg/l)	278	118	4
Min (mg/l)	15	11	1
ET (mg/l)	195	143	9
Taux (%)	98,53	96,61	

- Les concentrations dans les eaux brutes fluctuent entre 1 mg/l et 42 mg/l.
- On retrouve en moyenne à la sortie 118 mg/l pour la colonne C₅ et 278 mg/l pour la colonne C₄.
- On a un taux de nitrification de 96,61 % pour C₅ et 98,53 % pour C₄.

- Pour les 2 périodes d'expérimentation, les courbes de sortie sont scindées en deux parties décroissantes chacune. Cela explique une décroissance progressive de la nitrification due à une réduction continue de quantité d'oxygène dans le massif qui certainement liée à l'installation d'un colmatage.
- La forte concentration en sortie des nitrates au début de l'expérimentation sur la colonne C₅ pourrait s'expliquer par le fait que cette colonne ayant été déjà utilisée pour le traitement des eaux usées, contiendrait déjà des ions N-H₄⁺ fixés sur le massif filtrant, les bactéries nitrifiantes étant déjà en place, la nitrification de ces ions se fait rapidement à cause de la disponibilité suffisante d'oxygène.

L'existence en deux parties de chacune des courbes est due au fait que la non alimentation des colonnes les dimanches constitue une période de ressuyage, d'assèchement du massif filtrant, pendant laquelle se minéralise la biomasse en excès. La porosité du massif est ainsi restaurée. Et donc à la reprise de l'alimentation le lundi, on a une bonne oxygénation permettant une bonne nitrification qui va décroître pendant toute la semaine à cause de la réinstallation progressive du colmatage. La nitrification étant exclusivement abolie est très sensible aux conditions d'aération du milieu.

2.2.2. Conclusion

Elimination de la DCO

Vis-à-vis de l'élimination de la DCO, il faut remarquer que :

- dans le cas de l'aération naturelle des colonnes les DCO d'entrée sont faibles par rapport aux DCO d'entrée dans le cas de l'aération artificielle des colonnes.

Bien que les rendements obtenus dans le 1^{er} cas soient proches et parfois supérieurs, l'aération artificielle améliore les rendements. Car elle permet d'obtenir un rendement moyen de 90,31 % avec les charges de DCO moyennes de 5747 mg d'O₂/l sur la colonne C₄ (où l'aération artificielle se faisait normalement) alors qu'en aération naturelle on a un rendement moyen de 87,89 % avec des charges en DCO moyennes de 4803 mg d'O₂/l.

- Le faible rendement obtenu à la colonne C₅ en aération artificielle est lié à une insuffisance d'oxygène que nous avons constatée plus tard. Il existait en effet une fuite au bas de la colonne C₅ ; elle fonctionnait donc pratiquement en condition d'aération naturelle. De plus il y avait une panne au niveau de la pompe à vide. Le déclenchement du colmatage était effectif ; dans la mesure où d'après SCHMITT, 1989, un arrêt de 20 mn de l'aération durant l'infiltration s'avère suffisant pour déclencher un colmatage. Les rendements épuratoires sont ainsi affectés.

Des valeurs supérieures de rendement pourraient être atteintes pour les deux colonnes, si des problèmes de colmatage intempestifs ne se posaient pas.

Le faible rendement obtenu à la colonne C₅ en aération artificielle, du fait du mauvais fonctionnement de la ventilation montre aussi l'impossibilité de bien traiter les effluents à fortes DCO en aération naturelle.

La nitrification

Le taux moyen de nitrification obtenu en aération artificielle (98,53 %) est supérieur à celui obtenu en aération naturelle (90,31 %), on obtient donc une augmentation du taux de nitrification avec la ventilation artificielle.

Remarque

- Les différents résultats d'expérimentations sur les différentes colonnes montrent le peu d'influence de la hauteur du massif filtrant sur les résultats épuratoires. Ceci confirme les résultats d'études préalables effectuées par des chercheurs.
- Le fractionnement des apports améliore les rendements aussi bien de l'élimination de la DCO que de la nitrification. Cela se fait sentir au niveau des résultats épuratoires de la colonne C₄.

CONCLUSION GENERALE

La description et l'analyse des mécanismes d'épuration par infiltration à partir de la recherche bibliographique a permis de comprendre l'étroite liaison entre les caractéristiques intrinsèques du massif filtrant et les différents phénomènes biologiques, chimiques et physiques entrant en jeu et de dégager les principes de fonctionnement essentiels :

- les matières en suspension sont éliminées par filtration.
- L'épuration de la matière organique et la nitrification de l'azote se font en condition aérobie.

La compréhension des phénomènes épuratoires et la connaissance des facteurs qui les influencent, permettent d'agir sur les paramètres de fonctionnement. Cela permet de mieux gérer et d'assurer la pérennité, d'un dispositif EPI.

L'apport supplémentaire d'oxygène nécessaire pour le traitement d'effluents à fortes DTO supérieures à 500 mg d'O₂/l se fait à l'aide d'un dispositif EPI ventilé artificiellement.

La détermination de l'impact de cet apport artificiel d'oxygène sur l'épuration de la DCO et la nitrification des eaux usées de l'AFO en colonnes de sable permet de conclure que la ventilation artificielle améliore les résultats épuratoires.

Le rendement obtenu en DCO est en moyenne de 87,89 % pour des DCO d'entrée moyennes de 4803 mg d'O₂/l sur colonne de sable aéré naturellement. Alors qu'il atteint 90,31 % en moyenne pour des DCO d'entrée moyennes de 5747 mg d'O₂/l sur colonne de sable aérée artificiellement.

La nitrification est favorisée. On passe d'un taux de 92,1 % en moyenne en aération naturelle à un taux de 98,53 % en moyenne en aération artificielle.

Mais le colmatage rapide du massif filtrant du fait de la disponibilité suffisante d'oxygène constitue un frein à ces performances.

L'épuration par infiltration pourrait résoudre le problème de traitement des eaux usées de l'AFO avant leur rejet dans la nature. La ventilation artificielle du massif filtrant est une solution pour l'obtention de meilleurs rendements épuratoires. Mais son application en station réelle pourrait rendre sophistiqué le système. Ce qui est contraire à la recherche de technologies simples et rustiques adaptées au contexte africain.

Cependant la recherche d'un procédé offrant une meilleure garantie en matière de non colmatage devrait être développée.

D'autres expérimentations devront compléter celle que nous avons effectuée pour la détermination de la charge hydraulique optimale à apporter et de la fréquence optimale d'apport. Ces paramètres de fonctionnement sont nécessaires pour dégager la base de dimensionnement d'une station réelle, fiable et pérenne d'épuration par infiltration des eaux usées de l'AFO.

B I B L I O G R A P H I E

ANDRE MUSY, MARC SOUTTER, 1991 :
Physique du sol.

BROUSSARD J., 1985 :
"Contribution à l'étude de l'épuration par le sol. Utilisation de matériaux de substitution en assainissement individuel". Thèse de la Faculté d'Avignon.

BURGEAP, 1991.a :
Assainissement du Grand Agadir. Epuration des eaux usées par infiltration-percolation. Station prototype de Ben Sergao.

CHERIER G., 1991 :
Infiltration-percolation des eaux résiduaires. Critères de dimensionnement et règles de gestion. Thèse de Doctorat. Paris 6.

EDELINE F., 1979 :
L'épuration biologique des eaux résiduaires.

SCHMITT A., 1989 :
Modélisation de l'épuration par infiltration. Thèse de Doctorat. Montpellier 2.

BRISAUD F., 1993 :
"Epuration des eaux usées urbaines par infiltration-percolation".

BRISAUD F., JOSEPH C., SCHMITT A. et LEFEVRE F., 1991 :
"L'épuration par infiltration : éléments théoriques et applications" in "Ground Water and Water Management Progress - Quality - Quantity", rapport des 21^{èmes} Journées de l'Hydraulique, 29 au 31 janvier 1991.

SCHMITT A., LONGE O.E., BRISAUD F., 1991 :
"Elimination des bactéries par infiltration en milieu poreux non saturé" in "Ground Water and Water Management - Progress - Quality - Quantity", rapport des 21^{èmes} Journées de l'Hydraulique, 29 au 31 janvier 1991.

LEXIQUE DES VARIABLES ET SIGLES UTILISES

AFO	: Abattoir Frigorifique de Ouagadougou
ad	: Adimensionnel
As	: Surface spécifique du sable propre (L^{-1}), m^2/m^3
A's	: Surface spécifique du biofilm (L^{-2}), m^2/m^3
C	: Concentration en oxygène de l'air (ad. ou ML^{-3})
C	: Concentration en particules (ML^{-3}) (mg/l)
CC(h)	: Capacité capillaire du sable (L^{-1})
Co	: Dans l'air, concentration en oxygène de l'atmosphère (ad. ou ML^{-3} soit $0,2 m^3/m^3$ et $275 mg/l$). Dans l'effluent, concentration en oxygène en équilibre avec l'atmosphère (ML^{-3} , soit de 8 à 10 mg/l suivant la température de l'eau).
CU	: Coefficient d'uniformité ($CU = D_{60}/D_{10}$)
D	: Coefficient de diffusion de l'oxygène en z et t ($L^2 T^{-1}$) (cm^2/j)
DCO	: Demande chimique en oxygène (ML^{-3}) (mg/l)
DCO _s	: DCO soluble (mg/l)
De	: Taux de dépôt des particules ($ML^{-3} T^{-1}$)
dg	: Diamètre moyen des grains de sable (L) (μ)
DTO	: Demande totale en oxygène (ML^{-1}) (mg/l)
EPI	: Epuration par infiltration
H	: Charge hydraulique spécifique journalière (LT^{-1}) (m/j)
h(θ)	: Succion du matériau filtrant (L)
JM	: Flux spécifique de particules ($ML^{-2} T^{-1}$)
K(θ)	: Conductivité hydraulique (LT^{-1}) (m/j)
L _f	: Epaisseur du biofilm (L) (μ)
MES	: Concentration en matière en suspension (ML^{-3}) (mg/l)
NH ₄	: Azote ammoniacal (ML^{-3}) (mg/l)
NH _{4a}	: Azote ammoniacal adsorbé (ML^{-3}) (mg/l de sol)

NH_4s : Azote ammoniacal en solution (ML^{-3}) (mg/l)
 NO_3 : Concentration en azote nitrique (ML^{-3}) (mg/l)
 NTK : Azote kjeldahl (ML^{-3}) (mg/l)
 q_a : Débit d'air spécifique (LT^{-1}) (m/j)
 q_e : Débit d'eau spécifique (LT^{-1}) (m/j)
 T_{sm} : Temps de séjour moyen (T) (h)
 z : Côte comptée positivement vers le bas (L) (m)
 α_1, α_2 : Cinétique d'oxydation de la DCO et de $\text{NH}_4\text{-N}$
 γ_{O_2} : Coefficient de transfert de l'oxygène
 θ : Humidité volumique (ad.)

A N N E X E S

Figure 1 : Profils d'humidité en fin d'infiltration et en fin de drainage - Variations correspondantes des stocks d'eau et d'air.

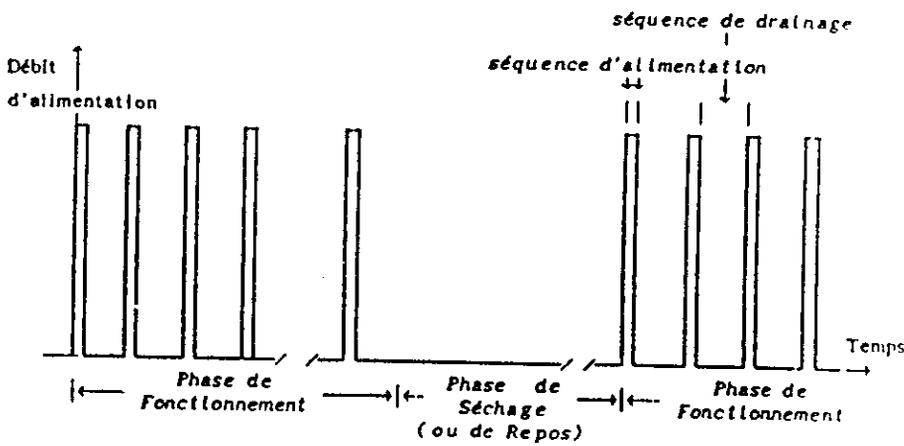
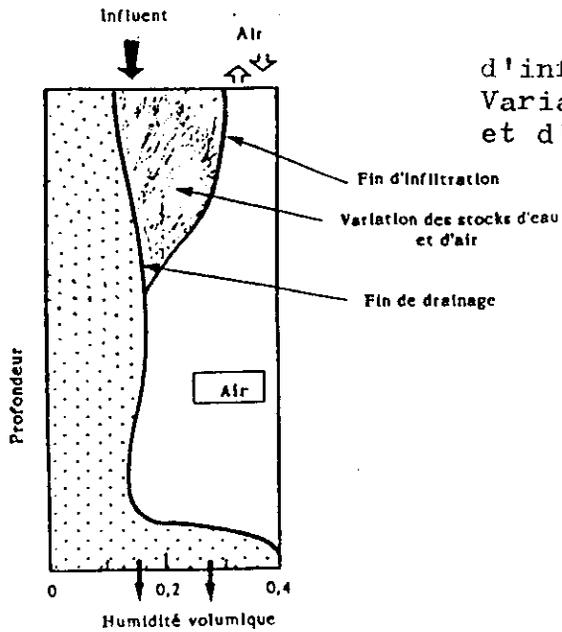
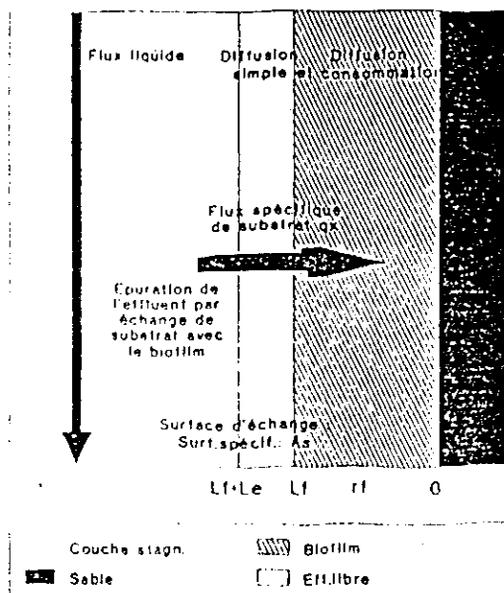


Figure 2 : Diagramme d'alimentation des massifs filtrants

Figure 3 : Schéma de principe de l'élimination du substrat par le biofilm



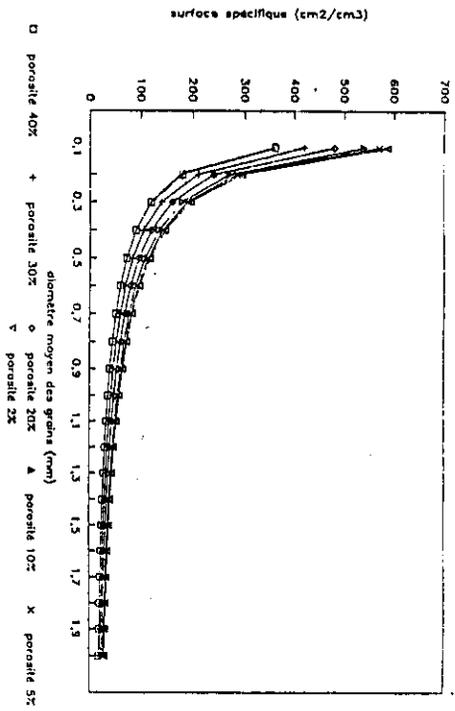


Figure 4 : Evolution de la surface spécifique en fonction du diamètre des grains et de la porosité.

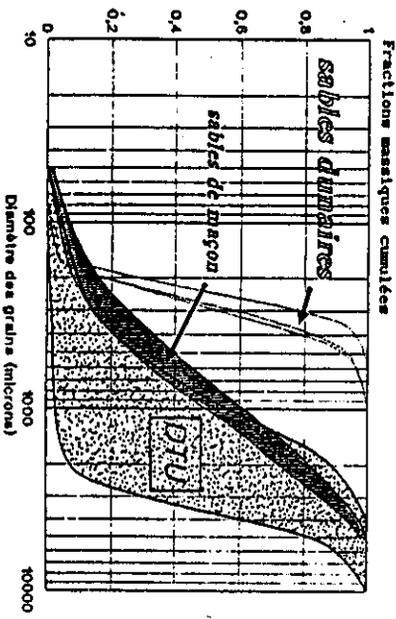


Figure 5 : Granulométries de quelques sables utilisés en infiltration percolation

Surface spécifique, m^2/m^3

Flux d'oxygène disponible ($kg/m^3/j$)	Oxydation de la $CaCO_3$	1040	460	1100	2300	4600
	Utilisation	109	140	360	730	1400
		3	24	60	120	240
		0,3	7,6	19	38	76
		4,02	1000	2500	5000	10000

TABIEAU 1 : Flux d'oxygène disponible en fonction de la surface spécifique du sol et du filtrant

(*) $mg/cm^2/j$

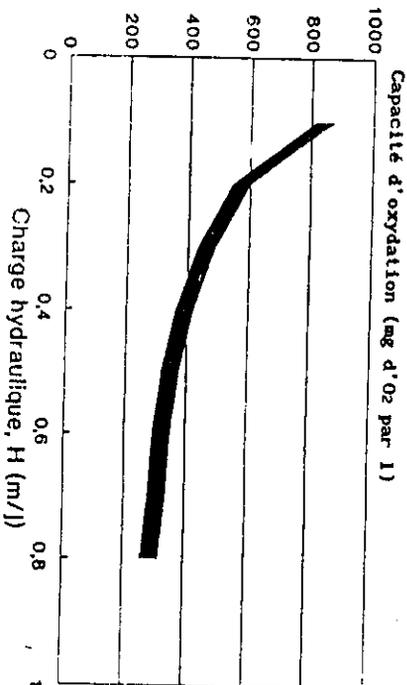
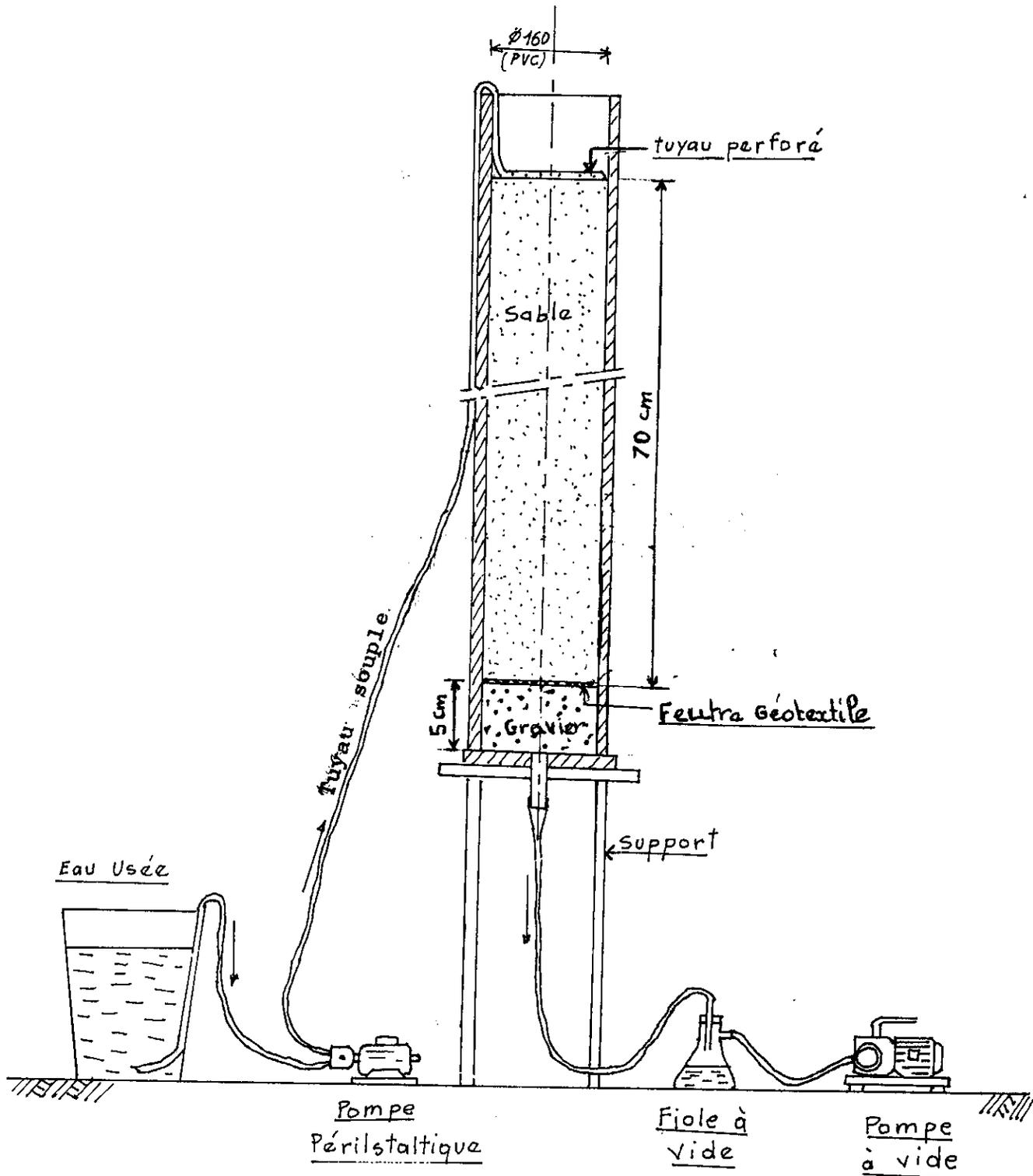


Figure 6 : Ordre de grandeur de la capacité d'oxydation - et de la DT0 traitable - en fonction de la charge hydraulique

DISPOSITIF EXPERIMENTAL

Colonne de sable aéré artificiellement



RESULTATS D'ANALYSES PHYSICO-CHIMIQUES

Dates	DCO			NH ₄ ⁺			NO ₃ ⁻		
	C ₄	C ₅	eb	C ₄	C ₅	eb	C ₄	C ₅	eb
05 Avril			6090			46			1
06 Avril		147	2330		132	35		433	1
07 Avril		103	4060		125	52		349	2
08 Avril		349	7530		109	77		179	2
09 Avril		570	5220		105			121	
10 Avril			5800			58			3
11 Avril									
12 Avril		441						21	3
13 Avril		786	1320		222	75			
14 Avril									
15 Avril					360	144		18	4
16 Avril		1305	10130		434	25		11	1
17 Avril		1176	3490						
18 Avril							185	294	24
19 Avril		441	9260	284	114	339		46	7
20 Avril			8970		435	106		29	1
21 Avril					408	53		26	3
22 Avril		2865	4640		431	69	26		3
23 Avril		1566	1750		445	96		50	3
24 Avril	161	1098	5800		205	122	273	61	2
25 Avril									
26 Avril	132			73			291		
27 Avril	522		10107	115		162	163		5
28 Avril	479		9241	202		379	15		42
29 Avril	977		7220	168		46	20		2
30 Avril	706		3178	121		34	74		2
02 Mai	594		3467	118		35	200		1
03 Mai									
01 Mai	190		1734	132		28	610		2
04 Mai	147		10107	151		52	452		3
05 Mai	334		5488	129		36	338		3
06 Mai	378		3755	202		46	485		3
07 Mai	529		4621	322		75	515		3
08 Mai	2095		8375	388		95	425		6

Impact de l'apport artificiel d'oxygène

RESULTATS D'EXPERIMENTATION SUR LA COLONNE C4

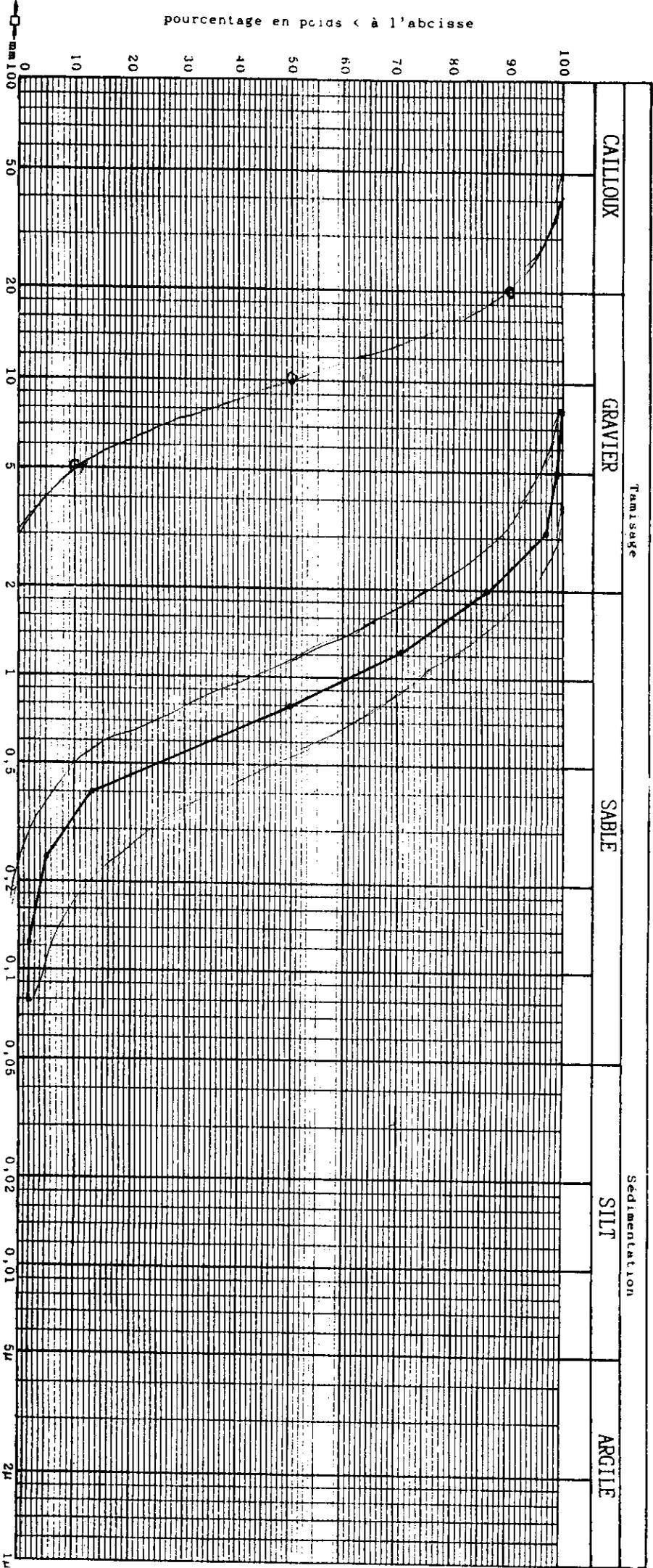
Paramètres	Aération naturelle			Aération artificielle		
	Entrée	Sortie	Rendement (%)	Entrée	Sortie	Rendement (%)
DCO	4466	541	87,89	5747	557	90,31
N-NH ₄ ⁺	125	324		91	172	
N-NO ₃ ⁻	5	63	92,1	4	278	98,53

E. I. E. R.
OUAGADOUGOU

ANALYSE GRANULOMETRIQUE

Dossier : GNAGNE

Provenance : _____
 Echantillon : _____
 Operateur : HIEN
 Date : 12-02-93



ERRATA

Page 5, paragraphe 1.1.1 a) Ligne 13

Au lieu de $q_e = K(\theta) \cdot \delta H / \delta z$

Lire $q_e = -K(\theta) \cdot \delta H / \delta z$

Page 5, paragraphe 1.1.1 ligne 20

Au lieu de $\delta q_e / \delta z = \delta \theta / \delta t$

Lire $\delta q_e / \delta z = -\delta \theta / \delta t$

Page 6, paragraphe b), ligne 2

Au lieu de "..... absorption....."

Lire "..... adsorption....."

Page 8, ligne 18

Au lieu de $(L^{-3} T^{-1})$

Lire $(ML^{-3} T^{-1})$

Page 8, ligne 19

Au lieu de "..... $(L^{-2} T^{-1})$ "

Lire "..... $(ML^{-2} T^{-1})$ "

Page 9, ligne 8,

Au lieu de ϕ_a , porosité de l'air (ad.)

Lire ϕ_a , porosité libre à l'air (ad.)

Page 11, paragraphe 1.2.1, ligne 2

Au lieu de ".....assumer....."

Lire ".....assurer....."

Page 12, paragraphe : La nature, ligne 13

- Ligne 14

Au lieu de $S_s \cdot 6 / dm \cdot (1 - W_p)$

Lire $S_s = 6 / dm \cdot (1 - W_p)$

- Ligne 24

Au lieu de ".....mΩme....."

Lire ".....même....."

Page 17, ligne 22

Au lieu de "limitant de l'oxydation de la pollution....."

Lire "limitant de l'oxydation de la pollution est l'oxygène"

Page 17, paragraphe 1.3.5, ligne 2

Au lieu de : "charges polluantes..... 0,005 à 10g/l..."

Lire : "charges polluantes.....0,05 à 10g/l....."