



**HAL**  
open science

## Épuration par cultures fixées sur support géotextile

Georgios Valentis

► **To cite this version:**

Georgios Valentis. Épuration par cultures fixées sur support géotextile. Biotechnologies. Ecole nationale des ponts et chaussées - ENPC PARIS / MARNE LA VALLEE, 1988. Français. NNT : . pastel-00574109

**HAL Id: pastel-00574109**

**<https://pastel.hal.science/pastel-00574109>**

Submitted on 7 Mar 2011

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

DOCTORAT

DE L'ECOLE NATIONALE DES PONTS ET CHAUSSEES

EPURATION PAR CULTURES FIXES  
SUR SUPPORT GEOTEXTILE

par

Georgios VALENTIS

Thèse soutenue le 23 novembre 1988

à l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées

devant un jury composé de :

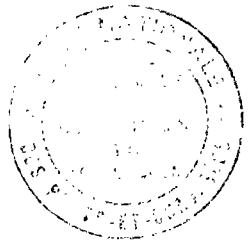
M. D. THEVENOT	Président
MM. D. CAILLE	Directeur
S. ELMALEH	Rapporteur
H. GIBERT	Examineurs
J. LESAVRE	
F. ROGALLA	

78015

NS 14886  
(2)

*A mes parents*

*A mes amis*



28

*Ce travail a pu voir le jour grâce à l'initiative de Monsieur LESAVRE. Tout au long de mon séjour au C.R.E.A.T.E. son aide pratique et son soutien moral ne m'ont jamais fait défaut. Qu'il trouve ici l'expression de ma profonde gratitude.*

*J'adresse mes vifs remerciements à Monsieur FABRET, Directeur de l'AGENCE SEINE-NORMANDIE, Monsieur DOUARD, chef de la Sous-Direction Traitement et Dépollution des Eaux, et Monsieur TRANCART, ex-chef du Service Recherche et Développement, pour l'accueil à leur Centre de Recherche et les moyens qu'ils m'ont offerts pour l'accomplissement de cette étude.*

*Je tiens également à remercier pour la direction de ma thèse Monsieur CAILLE, professeur à l'E.N.P.C. et Directeur d'ANJOU RECHERCHE, qui m'a orienté de façon judicieuse vers des gens du métier auprès desquels j'ai bénéficié de précieux conseils.*

*Je n'oublie pas que le travail présenté est la continuation du D.E.A. de l'Environnement de l'Université Paris-Val de Marne dont le Directeur est Monsieur THEVENOT. Cette thèse est, dans une large mesure, le résultat de ses décisions. Qu'il trouve ici un témoignage de ma reconnaissance.*

*Monsieur ELMALEH, Professeur à l'Université du Languedoc, nous a fait l'honneur de juger ce travail et a bien voulu compter parmi les membres du jury, malgré la distance qui le sépare de Paris. Je saisis cette occasion pour lui exprimer mes plus vifs remerciements.*

*Je remercie sincèrement Monsieur GIBERT, Professeur à l'E.N.G.R.E.F. pour avoir accepté d'accorder son attention à cette étude.*

*Monsieur ROGALLA, de l'O.T.V., nous fait le plaisir de participer à notre jury. Qu'il trouve ici toute ma reconnaissance pour son intérêt et sa disponibilité tout au long de ce travail. Je ne pourrais pas non plus oublier le personnel de l'O.T.V. qui m'a confié une partie de son savoir-faire.*

*J'adresse également mes plus vifs remerciements au Conseil d'Administration de la Fondation BODOSSAKIS (Grèce) pour sa subvention qui m'a permis d'avoir des conditions de vie privilégiées en France.*

*Pour la réalisation du pilote, j'ai bénéficié d'innombrables "coups de main" et conseils techniques de la part de Monsieur BORGES. Je le remercie cordialement pour sa disponibilité et son amitié.*

*Que tous mes collègues du C.R.E.A.T.E. trouvent ici l'assurance de ma profonde reconnaissance pour l'aide amicale qu'ils m'ont apportée.*

Cette étude a bénéficié des conseils scientifiques de Monsieur VEDRY, du C.R.I.T.E.R., qui a subi patiemment mes "raids" chaque fois que le recours à un spécialiste sur les micro-organismes épurateurs m'était indispensable. Je l'en remercie vivement.

J'adresse encore un grand merci à mon collègue, Monsieur MICHAUX, avec qui j'ai parcouru une période de cette étude. Son aide sur le travail quotidien, son apport intellectuel et son amitié m'ont été inappréciables.

Je remercie vivement Madame FRUGIER, de l'E.N.P.C., pour avoir assuré, par son courrier, la liaison régulière Colombes-Ecole, pendant 3 ans.

Sur cette liste non-exhaustive, j'aimerais ajouter Mademoiselle MARECHAL qui a rendu lisibles tous mes brouillons.

Mon stage au C.R.E.A.T.E. (Centre de Recherches et d'Essais Appliqués aux Techniques de l'Eau) a fait l'objet de deux publications :

- LESAVRE J., VALENTIS G.  
"Dimensionnement des silos destinés à l'épaississement gravitaire des boues activées d'aération prolongée".  
La Tribune du CEBEDEAU, Vol. 41, N° 530, 1988.

à paraître :

- VALENTIS G., LESAVRE J.  
"Wastewater Treatment by Attached-Growth Micro-organisms on a Geotextile Support".  
Water Science and Technology.

ainsi qu'une communication :

- VALENTIS G., LESAVRE J.  
"Epuraton par Cultures Fixées sur Support Géotextile".  
Conférence CFRP-AGHTM, Nice, 4-6 avril 1989.

## SOMMAIRE

---

<b><u>RESUME</u></b>	1
<b><u>INTRODUCTION</u></b>	2
<b><u>1. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE</u></b>	4
1.1. Objectifs	4
1.2 Les Géotextiles	4
1.3 Les procédés d'épuration par bactéries aérobies fixées	5
1.3.1. Techniques modernes	6
1.3.1.1. Les filtres biologiques granulaires	6
1.3.1.2. Les lits fluidisés	7
1.3.1.3. Les réacteurs à matériaux en suspension	8
1.3.1.4. Les lits immergés non-granulaires	8
1.4. Les matériaux de garnissage des réacteurs biologiques	10
1.5. Critères de choix d'un support pour la fixation bactérienne	11
1.5.1. La formation du biofilm	11
1.5.1.1. Les mécanismes	11
1.5.1.2. Rôle de la nature du support	12
1.5.1.3. Discussion	12
1.5.2. Propriétés nécessaires d'un support, compte tenu du milieu et de l'utilisation spécifiques	13
1.5.2.1. La surface spécifique et le taux de vide	13
1.5.2.2. Propriétés mécaniques, chimiques et biochimiques	14
1.5.3. Modélisation des procédés à cultures fixées	15
1.5.3.1. Les formules empiriques et semi-empiriques	15
1.5.3.2. Approche théorique	16
1.5.3.2.1. Modèle de WILLIAMSON et McCARTY	17
1.5.3.2.2. Dynamique des processus des cultures fixées	23
1.5.3.2.3. Discussion	24
1.6. Etudes des paramètres hydrauliques	25
1.6.1. Modèle d'écoulement piston avec dispersion axiale	27
1.6.2. Modèle de N réacteurs en série, parfaitement mélangés	29
1.7. Le transfert d'oxygène des procédés aérobies à bactéries fixées	30

<b><u>2. EXPERIENCES PRELIMINAIRES EN LABORATOIRE</u></b>	<b>32</b>
2.1. Objectifs	32
2.2. Partie expérimentale	32
2.2.1. Les matériaux choisis pour les essais en laboratoire	32
2.2.2. Dispositif expérimental	35
2.2.3. Méthodes	37
2.2.3.1. Respirométrie	37
2.2.3.2. Mesures pondérales	39
2.2.3.3. Analyse écologique	39
2.3. Résultats et Discussion	39
2.3.1. Déroulement de la colonisation et aspect macroscopique du biofilm	39
2.3.2. Accumulation et activité respiratoire de la Biomasse	42
2.3.3. Résultats de l'analyse écologique	47
2.4. Conclusions et choix d'un matériau pour la suite de l'étude	48
<b><u>3. EXPERIENCES SUR PILOTE A L'ECHELLE INDUSTRIELLE</u></b>	<b>50</b>
3.1. Objectifs	50
3.2. Choix du procédé	50
3.3. Matériel et Méthodes	50
3.3.1. Caractéristiques de l'eau à épurer	50
3.3.2. Dimensionnement du pilote	51
3.3.3. Méthodologie du suivi	56
3.3.3.1. Mesures régulières	57
3.3.3.2. Plan des expériences et variation des différents paramètres	58
3.3.4. Lavage du massif épuratoire afin d'éliminer la biomasse en excès	59
3.3.5. Caractérisation de l'écoulement par traçage	60
3.3.6. Mesure directe du transfert d'oxygène	61
3.3.6.1. Analyse des gaz à l'entrée et à la sortie du pilote	62
3.3.6.2. Suivi de l'oxygène dissous	64
3.3.7. Turbidimétrie	65



3.3.8. Essais sur l'insufflation d'air dans le réacteur	67
3.3.9. Accumulation de la biomasse fixée	67
<b>3.4. Résultats et Discussion</b>	<b>68</b>
3.4.1. Présentation générale des résultats	68
3.4.2. Définition du cycle de fonctionnement	68
3.4.3. Distribution du temps de séjour et modèle d'écoulement	73
3.4.3.1. Résultats d'essais en eau propre	73
3.4.3.2. Résultats d'essais en présence de biomasse	79
3.4.3.3. Conclusions de l'étude hydraulique	82
3.4.4. Résultats relatifs à l'utilisation d'oxygène	82
3.4.4.1. Concentration de l'oxygène dissous dans la colonne	82
3.4.4.2. Transfert d'oxygène	84
3.4.4.3. Utilisation d'O <sub>2</sub> par la biomasse	88
3.4.4.4. Conclusions	89
3.4.5. Commande du procédé et turbidimétrie	39
3.4.6. Changements à l'insufflation d'air dans le réacteur	91
3.4.7. Elimination des boues pendant le lavage	93
3.4.8. Appréciation globale des performances du pilote	94
<b><u>4. MODELE DE LIT IMMERGE, NON-GRANULAIRE</u></b>	<b>96</b>
4.1. Introduction	96
4.2. Développement du modèle	96
4.3. Identification et calcul des pararamètres du modèle	100
4.3.1. Calcul du coefficient $k_g$	101
4.3.2. Calcul du coefficient $k_L'$	105
4.3.3. Estimation de la fonction $f(u)$	107
4.4. Influence de la température et nature des coefficients $k_g$ et $k_L'$	109
4.5. Durée du cycle	111
4.6. Phase B, hors cycle	113
4.7. Discussion	114
<b><u>5. MODE DE DIMENSIONNEMENT</u></b>	<b>115</b>

<u>CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES</u>	119
<u>BIBLIOGRAPHIE</u>	123
<u>ANNEXES</u>	
ANNEXE 1 : Fiche technique du géotextile ENKAMAT	136
ANNEXE 2 : Mesures de la masse du biofilm	137
ANNEXE 3 : Résultats de l'analyse écologique	138
ANNEXE 4 : Automatisation du lavage. Circuit électrique	141
ANNEXE 5 : Mesure de l'oxygène dissous	142
ANNEXE 6 : Résultats du suivi du pilote	143
ANNEXE 7 : Résultats des traçages	157
ANNEXE 8 : Programme pour le tracé de la distribution du temps de séjour	162
<u>ABREVIATIONS ET SYMBOLES</u>	167

## RESUME

---

## RESUME

Les travaux présentés relatent la mise au point d'un procédé d'épuration aérobie en lit immergé par bactéries fixées sur support géotextile. Ce matériau facilite la réalisation et l'exploitation des installations par rapport aux lits immergés granulaires.

La bibliographie et les expériences préliminaires menées sur différents géotextiles démontrent que les critères de choix pour les matériaux de fixation sont indissociables de leur mise en oeuvre. Pour la suite de cette étude le géotextile ENKAMAT est utilisé.

La colonisation du support sélectionné est réalisée dans un pilote industriel à l'intérieur duquel le matériau est disposé en nappes. La méthodologie du suivi consiste à faire varier la charge polluante en agissant sur le débit d'eau et le dopage de l'effluent, voire les deux. Les performances du procédé sont étudiées en mesurant régulièrement les paramètres classiques de pollution. Les caractéristiques hydrauliques du lit se déduisent de la distribution du temps de séjour, évaluée par traçage. La chromatographie en phase gazeuse permet de quantifier le transfert de l'oxygène.

Le procédé fonctionne par cycles de 2 à 12 jours entrecoupés de lavages air-eau. La capacité maximale, mesurée en charge volumique appliquée, est d'environ 7 kg DCO/m<sup>3</sup>.j pour une durée de fonctionnement de 3-4 jours, satisfaisant le niveau de rejet e (norme française : MES 30 mg/l, DBO<sub>5</sub> 30 mg/l, DCO 90 mg/l).

La modélisation des phénomènes de l'épuration révèle que :

- la cinétique d'élimination du substrat organique est d'ordre 1,
- la charge particulière de l'eau épurée dépend à la fois du décrochage du biofilm, fonction de la vitesse de l'eau, et de la croissance des bactéries libres,
- la durée du cycle est liée à l'accumulation de la biomasse fixée,
- et que la diffusion du substrat organique contrôle l'épuration.

De plus, cette modélisation a permis l'élaboration d'abaques de dimensionnement de lit immergé sur géotextile.

Mots Clés : bactéries fixées, géotextile, lit immergé, modélisation, dimensionnement.

*L'ambition*

*L'ingénieur cherche toujours à s'ouvrir un passage et à se situer au-delà, tandis que le bricoleur, de gré ou de force, demeure en-deçà, ce qui est une autre façon de dire que le premier opère au moyen de concepts, le second au moyen de signes... Pour le bricoleur, il s'agit de messages en quelque sorte prétransmis et qu'il collectionne... l'homme de science escompte toujours l'autre message...*

*Claude LEVI-STRAUSS  
"La Pensée Sauvage"*

## INTRODUCTION

---

## INTRODUCTION

Ces dernières années les problèmes d'encombrement au sol ont conduit à rechercher des méthodes d'épuration intensive ayant comme résultat de restreindre la taille des installations. La technique de l'épuration par bactéries fixées semble répondre à ces critères. En effet, le procédé classique à boues activées nécessite un décanteur secondaire pour la clarification de l'effluent, ouvrage volumineux dont l'exploitation n'est pas toujours aisée.

Fonctionnant suivant le principe de biomasse fixée, les lits immergés granulaires assurent, par biofiltration, des performances nettement supérieures aux boues activées, permettant en même temps de s'affranchir du décanteur secondaire.

Toutefois, les lits immergés granulaires présentent certaines contraintes techniques dues à leur constitution :

- Des lavages fréquents sont nécessaires en raison du colmatage du support.
- Le décolmatage du massif épurateur impose une puissance installée importante.
- La spécificité des matériaux grenus utilisés engendre des exigences spéciales pour leur mise en oeuvre.

La recherche d'autres supports, ne présentant pas ces inconvénients, nous a amenés à nous intéresser aux géotextiles.

Le plan de ce rapport est structuré de la manière suivante :

- L'étude bibliographique a pour but de définir les critères qui peuvent motiver le choix d'un matériau support de fixation en épuration. A cette occasion, elle fait la synthèse des acquis sur les biofilms fixés et les techniques qui accompagnent leur mise en oeuvre.
- Les expériences préliminaires en laboratoire permettent de comparer entre eux différents géotextiles vis-à-vis de la fixation bactérienne. Elles concrétisent les connaissances collectées à l'étape précédente.
- Les expériences sur pilote à l'échelle industrielle constituent la plus grande partie de cette étude. On développe une méthodologie de dimensionnement et de suivi du lit immergé sur géotextile. Les principaux résultats techniques y sont commentés.

- Une confrontation des résultats avec les concepts du génie chimique permet l'interprétation des phénomènes d'épuration dans le réacteur et la formulation d'un modèle décrivant son fonctionnement.
- L'élaboration d'un mode de dimensionnement parachève l'étude du géotextile sur lit immergé en effectuant la liaison entre l'analyse théorique de la modélisation et la réalisation technique du procédé.



*Les principes*

*Connaissance et Science se produisent dans tous les domaines de recherche dont il y a principe, ou cause, ou élément, quand on a pénétré ces principes, causes ou éléments. Il est donc clair que dans la science de la nature, il faut s'efforcer de définir d'abord ce qui concerne les principes.*

ARISTOTE  
"Physique"

**SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE**

---

## 1. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

### 1.1. Objectifs

En épuration, la fixation des bactéries aérobies sur des supports présente certains avantages par rapport aux procédés à bactéries en suspension. Des performances plus élevées sont obtenues par l'augmentation de la biomasse dans le réacteur. Un éventuel effet de filtration a comme résultat la suppression du décanteur secondaire. L'accrochage des micro-organismes contribue à leur vieillissement et à l'apparition de bactéries autotrophes, nitrifiantes, pour des temps de séjour de l'effluent relativement courts. Ainsi, des matériaux granulaires parfois spécifiquement conçus, sont souvent utilisés dans des procédés d'épuration intensifs comme les biofiltres. Or, ces supports, outre leur spécificité qui augmente leur coût, se colmatent rapidement et demandent des lavages fréquents.

L'objectif essentiel de notre travail a consisté à étudier les performances d'autres matériaux de remplissage présentant les avantages suivants :

- facilité de mise en oeuvre ;
- exploitation aisée ;
- possibilité d'utilisation pour réhabiliter des stations d'épuration existantes ;
- rendements épuratoires supérieurs à ceux des boues activées.

Dans cette optique, nous pensons que les matériaux granulaires actuellement utilisés peuvent être avantageusement remplacés par des géotextiles choisis en fonction des propriétés physicochimiques des fibres et des modes de liaison des filaments.

### 1.2. Les Géotextiles

Sous le vocable "géotextile" est désigné tout "produit ou article textile utilisé en géotechnique et plus généralement dans les travaux de Génie Civil" (1, 2).

Les géotextiles sont des nappes bi- ou tri-dimensionnelles constituées de fibres synthétiques. Des polymères courants sont utilisés pour leur fabrication : polypropylène, polyester, polyamide... Outre les constituants, les géotextiles sont distingués par le mode d'assemblage des filaments.

Les caractéristiques des fibres et les modes de liaison déterminent leurs propriétés principales : ouverture de filtration, permittivité, transmissivité, résistance en traction, raideur etc. Ces propriétés sont définies en fonction des sollicitations auxquelles les géotextiles sont soumis en génie civil. Elles ne répondent pas forcément aux exigences d'utilisation dans un autre domaine comme l'assainissement.

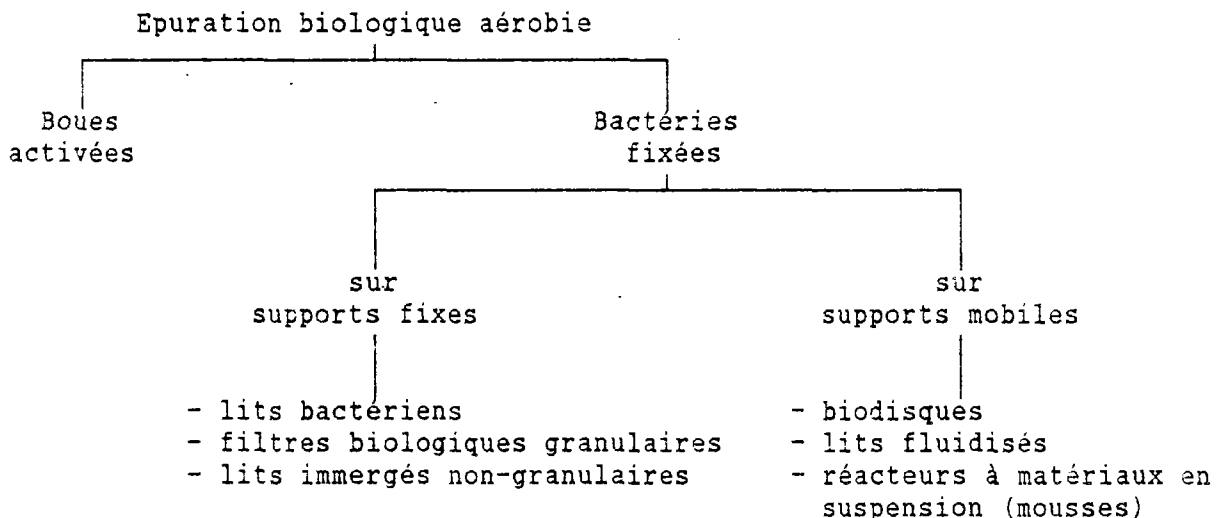
Ces produits n'ont pratiquement pas eu d'application en assainissement. Par contre, ils ont connu un développement de plus en plus confirmé dans le domaine du bâtiment, des aménagements routiers et dans les infrastructures où ils jouent un rôle hydraulique (filtration, drainage), mécanique (action de séparation, action de renfort) ou combiné (système anti-érosif).

Notons, d'ailleurs, qu'ils constituent déjà une très grande famille grâce aux capacités de la textilurgie moderne.

### 1.3. Les procédés d'épuration par bactéries aérobies fixées

L'origine de l'application de la biomasse fixée en épuration remonte vers les années 1880-1890. Cependant, l'utilisation des bactéries fixées, et notamment du procédé des lits bactériens, a été marginale en comparaison avec celle des procédés à boues activées. Les bactéries fixées ont surtout connu un regain d'intérêt vers les années 1950-1960 grâce à l'apparition des garnissages en matière plastique qui ont supplanté les garnissages traditionnels : pierre, pouzzolane (3, 4).

Sommairement, la filière de classement des procédés d'épuration biologique qui situe notre recherche, se présente suivant le schéma :



Parmi les objectifs actuels de la recherche sur l'épuration, on peut inclure (5, 6) :

- l'accroissement des performances ;
- l'adaptation de techniques existantes visant à l'adéquation des procédés aux situations (ex. : la réhabilitation de stations d'épuration à boues activées, la prise en compte de l'élimination de l'azote...).

La présentation des différentes méthodes qui va suivre, sera constamment orientée vers ces deux pôles d'intérêt. L'épuration par bactéries en suspension étant actuellement la méthode la plus répandue, sert d'élément de référence pour toute autre technique proposée à s'y substituer.

L'accroissement des performances de l'épuration qui est recherché implique corrélativement l'augmentation de la concentration de la biomasse dans le système. Cette condition est difficile à remplir dans le cas des bactéries libres puisque l'efficacité du traitement dépend aussi du bon fonctionnement du clarificateur secondaire. Les procédés à bactéries fixées s'affranchissent de ce facteur limitant car :

- la biomasse est fixée sur un matériau support, ce qui permet une grande concentration de celle-ci ;
- l'aptitude de la biomasse à la décantation n'est plus le facteur limitant puisque le biofilm décroché possède une bonne décantabilité (5, 7).

Ainsi, les systèmes à bactéries fixées possèdent un potentiel épuratoire supérieur à celui des systèmes conventionnels. Tandis qu'en boues activées, la charge volumique appliquée ne peut pratiquement pas dépasser 1,5 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>·j (avec des valeurs courantes comprises entre 0,1 et 1), en bactéries fixées, on atteint 8 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>·j (valeur courante pour les biofiltres : environ 5 kg/m<sup>3</sup>·j) (8, 9).

Le faible encombrement au sol du traitement est une conséquence des hautes concentrations en biomasse. L'obtention de performances élevées aussi bien sur l'élimination des MES que sur l'élimination de la pollution dissoute, rend envisageable la suppression du clarificateur secondaire et l'évacuation des boues du lavage dans le décanteur primaire.

Parmi les avantages des techniques à biomasse fixée, on mentionne encore (7, 10, 11) :

- une montée rapide au régime ;
- une réduction du risque de lessivage qui peut survenir lors des pointes de débit dans les boues activées ;
- une bonne tolérance aux surcharges passagères de pollution.

Les lits bactériens et les biodisques sont des procédés déjà classiques. Leur technique, bien connue, ne sera pas développée dans ce travail.

### 1.3.1. Techniques modernes

#### 1.3.1.1. Les filtres biologiques granulaires

Parmi les systèmes modernes, c'est celui qui a connu jusqu'à maintenant le plus grand nombre de réalisations (5, 8, 12).

Il s'agit d'un lit immergé garni en matériau granulaire de 1 à 10mm de diamètre (voir 1.4.). La faible granulométrie du milieu épurateur sert à une double fin :

- créer une surface spécifique (surface par unité de volume) importante pour le développement des micro-organismes épurateurs ;

- engendrer une rétention des matières en suspension par effet de simple filtration mécanique.

Ainsi, l'utilisation d'un décanteur secondaire est superflue.

Suivant la technologie appliquée, on trouve des procédés fonctionnant à flux ascendant ou à flux descendant.

Pour le développement de bactéries aérobies, il est nécessaire de fournir l'oxygène. La présaturation, méthode utilisée autrefois, a complètement été abandonnée au profit du transfert par aération dans le réacteur biologique même.

Dans un tel système, l'accroissement de la biomasse et les matières en suspension de l'effluent retenues dans le matériau, vont colmater progressivement le lit. Des lavages du matériau doivent donc être périodiquement effectués. La durée des cycles, en ce qui concerne les applications courantes, varie entre 24 et 48 heures. A l'inverse des procédés conventionnels, cette technique est discontinue.

Le lavage est généralement issu des techniques appliquées en filtration sur sable. La consommation des eaux de lavage est d'à peu près 5% du volume des eaux épurées.

Pour une DBO<sub>5</sub> rejetée de 30 mg/l, ce qui est souvent le but recherché, il est possible d'appliquer jusqu'à 8 kg/m<sup>3</sup> .j de DBO<sub>5</sub>. Le biofiltre a donc des performances de loin supérieures à celles des boues activées.

Or, on peut difficilement envisager l'utilisation d'une telle méthode pour la réhabilitation des stations d'épuration déjà existantes, sauf par l'addition d'une filière supplémentaire.

### 1.3.1.2. Les lits fluidisés

Les lits fluidisés constituent une méthode d'épuration qui est au stade expérimental. L'effluent à traiter traverse un lit garni de particules de sable ou de charbon actif de granulométrie inférieure à 1 mm. La fluidisation de ce matériau crée une surface spécifique importante pour la croissance du biofilm épurateur (3000 à 4000 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>). Les vitesses de fluidisation sont de l'ordre de 20 à 60 m/h, selon la taille et le poids spécifique des particules (13, 14).

Les lits fluidisés ne se colmatent pas. En revanche, on constate une expansion qui compense le développement bactérien, très rapide pour les procédés aérobies.

Les grains enrobés de biomasse voient une diminution de leur densité apparente. Ils ont alors tendance, par la fluidisation, à se concentrer dans la partie supérieure du lit. La hauteur du lit est donc commandée par extraction des particules supérieures, qu'on recycle après les avoir lavées.

En raison de la grande surface offerte aux bactéries, les lits fluidisés semblent posséder un potentiel épuratoire supérieur aux filtres biologiques granulaires. Cependant, cet avantage est minimisé par le transfert d'oxygène.

Il apparaît que la technique économique par insufflation directe d'air ne satisfait pas aux besoins en oxygène. Un dispositif à prédissolution d'air ou d'oxygène est indispensable (15).

En outre, une recirculation de l'effluent est nécessaire afin de diluer l'eau à l'arrivée, et de créer un débit suffisant de liquide-vecteur pour l'oxygène.

Toutes ces contraintes font des lits fluidisés une technique sophistiquée qui n'est pas encore rentable pour des applications industrielles malgré ses performances élevées.

#### 1.3.1.3. Les réacteurs à matériaux en suspension

Il s'agit d'une technique toute récente (16; 17). Les matériaux utilisés pour la fixation de la biomasse, ont une densité proche de celle de l'eau et une granulométrie de quelques mm à quelques cm. Ils se trouvent en suspension dans un bassin de boues activées et ils coexistent avec elles. Leur faible densité contribue à une facile mise en circulation suivant la turbulence des eaux du bassin.

Peu d'informations ont été publiées sur cette méthode.

Des petits cubes de mousse en polyuréthane et en polyether ont été testés. Le but recherché est d'augmenter la concentration de la faune bactérienne dans le bassin d'aération sans pour autant diminuer son aptitude à la décantation.

On peut envisager, ou non, l'extraction des matériaux afin de les laver et d'en éliminer les boues.

La réhabilitation des stations fonctionnant à boues activées est possible.

#### 1.3.1.4. Les lits immergés non-granulaires

Des matériaux de garnissage de formes diverses sont proposés pour la fixation des micro-organismes.

En raison de cette diversité, les caractéristiques de chaque lit immergé sont, pour l'essentiel, déterminées par les techniques spécifiques de la mise au point du support utilisé.

Une grande catégorie comprend tout matériau se présentant sous la forme de feuilles synthétiques, rigides et ondulées, enroulées ou en clayonnage (voir § 1.4.). Les tubes cloisonnés, synthétiques, peuvent être classés dans la même catégorie. Les supports modulaires facilitent la mise en oeuvre (18).

Un autre procédé consiste à utiliser des panneaux de tissu ou voile (19, 20, 21).

Les réalisateurs confirment qu'on peut ainsi doubler la capacité d'un bassin d'aération à boues activées.

Le décanteur secondaire est indispensable quand la possibilité de lavage n'existe pas. Un autocurage doit survenir et la croissance de la biomasse est compensée par le décrochage du biofilm devenu trop épais.

Contrairement aux lits bactériens, on prévoit un dispositif d'aération en tenant compte de la configuration spécifique du matériau-support.

Des fils, qui forment des boucles suspendues par une tresse centrale, ont également été proposés (22). Les charges volumiques mentionnées en  $DBO_5$  atteignent les  $8 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{j}$ .



#### 1.4. Les matériaux de garnissage des réacteurs biologiques

Les matériaux-supports les plus couramment utilisés dans les lits biologiques sont décrits dans le tableau suivant (11) :

**Tableau 1.** Propriétés de quelques matériaux de garnissage représentatifs, utilisés dans les réacteurs d'épuration biologique.

Nom	Nature Forme Dimensions	Masse vol. apparente kg/m <sup>3</sup>	Surface spécifique m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	%Vide
Scorie	∅ 75-125 mm	1350	40-50	50
Basalte-Pouzzolane	∅ 15-20 cm	1500-2000	40	53
Dowpac ou Surfpac	clayonnage de feuilles ondulées en PVC	-	89	94
Flocor E (ICI)	clayon. feuilles PVC	36,8	88,5	98
Cloisonyle (Sogecan)	tube cloisonné en PVC ∅ 80	88	225	94
		∅ 102,5	180	96
Hydropak (Hoechst)	feuilles ondulées à enrouler, ∅rouleau 1,5m	-	200	94-98
Surfpac normal Surfpac crinkleclose	clayonnage de feuilles ondulées en polystyr.	64	82	94
		48	187	94
Plasdek B 27060	clayon. feuilles PVC	38	100	95
Brique ISO 40 (Sturm)	brique creuse à canneaux verticaux	800	82	50
Euromatic DK	sphères ∅38, polyéthyl.	85	108	31
Biopac (Hydronyl) type 90 type 50	anneaux à clayon.inter en polystyrène ∅ 90 L.90 mm	-	75	93
			124	
Aero-block	terre cuite vitrifiée	1120	70	53
Filterpak (Mass Transfer Ltd)	anneaux en polyéthyl clayon.int.∅ 50 L.20mm	64	120 et 190	93
FLocor RC (ICI)	anneaux avec ondulat. périphériques en PVC ∅ 35 L. 25 mm	70	330	95
Biolite, Biodamine Biogreg, Biodagène	grains d'argile calci- nés ou de schiste ex- pansé, dopés par des sels minéraux, ∅1-10 mm	300-1500	350-1500 suivant le ∅	≈ 50

## 1.5. Critères de choix d'un support pour la fixation bactérienne

Afin de définir des critères de choix d'un support, il faut, d'abord, connaître quels principes régissent la fixation des bactéries sur les surfaces et la création du biofilm.

Ensuite, on examinera les propriétés physico-chimiques et mécaniques, qu'un matériau de garnissage d'un lit biologique doit manifester dans son milieu spécifique, vis-à-vis des techniques appliquées.

Enfin, à partir de l'étude de différents modèles théoriques proposant d'interpréter l'épuration par cultures fixées, on déduira les paramètres principaux qui se rapportent aux supports et leur degré d'influence.

### 1.5.1. La formation du biofilm

La fixation représente l'état prédominant des bactéries dans la nature (23). Elles colonisent les supports immergés et forment parfois un film de plusieurs dizaines de microns d'épaisseur.

#### 1.5.1.1. Les mécanismes

Les descriptions, dans la littérature, du développement d'un biofilm peuvent se résumer aux étapes suivantes (23, 24, 25, 26, 27) :

- transfert et adsorption de molécules organiques sur la surface ;
- transfert et adsorption de cellules de micro-organismes sur la surface ;
- fixation des bactéries et colonisation du support.

L'adsorption d'une couche de molécules organiques, peu de temps après l'immersion du support dans les eaux naturelles, conditionne la surface et prépare la fixation des bactéries.

Selon TRULEAR et al. (25), le transfert des cellules dépend du régime hydrodynamique. La diffusion moléculaire, la dispersion cinématique, le chimiotropisme y interviennent suivant les conditions d'écoulement. L'adsorption des bactéries est un phénomène physique réversible régi par des forces telles que les forces de Van der Waals, de London, les interactions électrostatiques... (23, 27).

La fixation est une étape irréversible. Elle survient, dans la plupart des cas, à l'aide de composés polysaccharidiques exocellulaires synthétisés par les bactéries (24, 28). Les polymères exocellulaires constituent l'élément d'adhérence des cultures fixées. Ils leur confèrent une certaine protection contre les prédateurs, contrôlent l'équilibre ionique et concentrent les sub-

strats nutritifs (29). La croissance du biofilm est l'effet combiné de la re-production cellulaire et de la production des polymères exocellulaires.

#### 1.5.1.2. Rôle de la nature du support

Il est généralement admis (6) que la charge bactérienne est négative. A partir de cette constatation, LEBESGUE (30) essaie d'argumenter pour le choix d'un support de nature spécifique, notamment l'argile kaolinite calcinée et dopée d'éléments métalliques. Selon lui, le relargage cationique engendré par le support dopé, favorise l'agrégation des bactéries, levures et virus en milieu aqueux et l'adhésion de ces agrégats à la surface du matériau.

La synthèse bibliographique de BLOCK et COLIN (23) met en évidence la capacité des bactéries à s'attacher aussi rapidement sur des matériaux hydrophiles qu'hydrophobes. Néanmoins, ROSENBERG (31) a conçu un test afin de pouvoir séparer les souches hydrophiles et hydrophobes par fixation sélective sur une surface de polystyrène. Des conclusions contradictoires existent en ce qui concerne l'influence de l'énergie libre de la surface (23, 24), ce qui est probablement dû à la spécificité de différentes expériences.

BOLOORCHI et al. (32) font appel à la rugosité externe du support pour expliquer le bon accrochage sur les grains d'argiles calcinés, contrairement à celui observé sur des billes de verre.

En outre, plusieurs chercheurs affirment que les bactéries épuratrices peuvent se développer sur presque toute surface. Des essais qui ont été effectués, en utilisant des matériaux divers sous les mêmes conditions de fonctionnement, n'ont pas révélé de différences dues à la nature même du support (7, 18, 25, 33, 34, 35). Dans le même sens, on peut apporter le témoignage d'un autre domaine : le milieu marin. En fait, les micro-organismes finissent par s'adapter et s'accroître même sur les surfaces couvertes d'un revêtement de peinture inhibitrice.

#### 1.5.1.3. Discussion

Les mécanismes d'accrochage des cellules sont encore mal connus et des controverses existent sur l'influence des différentes propriétés des matériaux supports.

La divergence des conclusions de différents auteurs ne permet pas de définir précisément les critères de choix pour les matériaux de garnissage.

Des notions comme celles du "bon" ou du "mauvais" accrochage (32, 36) n'ont pas de sens si le matériau support n'est pas considéré dans son entité opérationnelle et si les impératifs ne sont pas préalablement définis avec précision. D'une part, une "bonne" adhérence peut être une propriété souhaitée pour des billes garnissant un lit fluidisé en turbulence, car elle va assurer l'existence d'un biofilm suffisant à l'épuration. D'autre part, la même propriété de la "bonne" fixation peut s'avérer problématique dans le cas d'un lit immergé dense où un lavage est indispensable pour décolmater le réacteur. Dans cette optique, on constate une lacune dans l'état actuel des connaissances.

## 1.5.2. Propriétés nécessaires d'un support, compte tenu du milieu et de l'utilisation spécifiques

### 1.5.2.1. La surface spécifique et le taux de vide

On appelle surface spécifique le rapport de la surface disponible à la colonisation d'un matériau, par unité de volume apparent. Le taux de vide est le pourcentage du volume d'un lit, non occupé par le matériau de garnissage. Les deux grandeurs sont liées entre elles et jouent un rôle important dans la conception des réacteurs à cultures fixées.

Intuitivement, il est admis que plus la surface d'échange de la biomasse, confinée dans un volume donné, est grande, plus la pollution éliminée est élevée. Cette première évidence est confirmée par plusieurs études, où la surface d'échange est implicitement supposée égale à la surface spécifique (11, 18, 37, 38). BEN AIM et ROUSTAN soulignent le fait que l'hypothèse précédente n'est pas valable dans tous les cas pour les lits bactériens parce que le dépôt de biomasse modifie de façon significative la texture du garnissage (39). En se référant toujours aux lits bactériens, certains chercheurs concluent que l'influence de la surface spécifique sur le rendement est faible (40, 41). Dans le même sens de la distinction entre surface d'échange et surface spécifique, va l'étude de BOLOORCHI et al. (32), dont le concept est représenté figure 1.

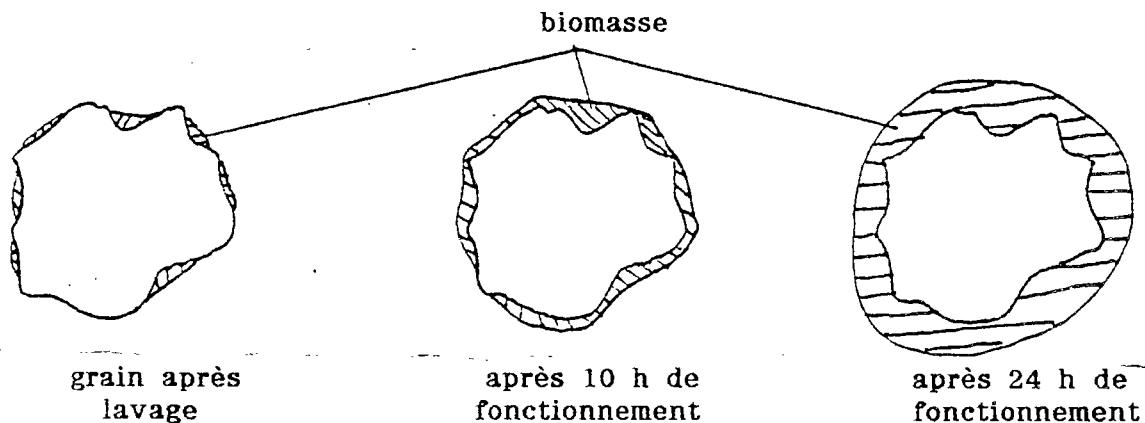


Figure 1. Représentation schématique de l'uniformisation de la forme externe des grains-support lors de la croissance bactérienne, d'après BOLOORCHI et al. (32).

La surface spécifique constitue parfois l'argument commercial pour la promotion d'un matériau de garnissage. Dans le cas des supports poreux, comme les charbons actifs, ou des supports constitués de fibres très fines, comme les fourrures synthétiques (42), les valeurs proposées de surface par unité de volume ( $m^2/m^3$ ) ou de poids ( $m^2/g$ ) sont plus élevées de quelques ordres de grandeur que celles présentées dans le tableau 1. En ce qui concerne spécialement les charbons actifs, l'accumulation de biomasse épuratrice dans les pores est parfois avancée comme argument supplémentaire de leur efficacité. Après la colonisation, pourtant, survient une uniformisation de la surface initiale avec disparition, au niveau microscopique, des creux et des protubérances. Par conséquent, l'interface ultime, disponible aux échanges,

sera radicalement diminuée (figure 1). En outre, les pores de diamètre inférieur à  $1\mu\text{m}$ , qui créent en grande partie la porosité des charbons actifs, ne peuvent pas être colonisés à cause de la taille des bactéries ( $\approx 1\mu\text{m}$ ). Des problèmes de transfert d'oxygène ou de substrat organique, comme on va le voir plus loin (§ 1.5.3.2.1), limitent encore plus l'impact de la micro-porosité sur les performances.

Le taux de vide est parfois appelé porosité du lit, ce dernier terme pouvant prêter à confusion. Bien que son importance soit reconnue (36, 39, 41), il n'a pas été étudié systématiquement. Le taux de vide est une grandeur globale qui ne rend pas compte de la nature du vide. Ce paramètre exerce une influence sur :

- La circulation du liquide et le transfert du substrat organique .
- La circulation de l'air.
- La rétention des MES pour un procédé filtrant.
- Le transfert du biofilm décroché pour un procédé comprenant un clarificateur.

On remarque que le choix d'une valeur de taux de vide dépend aussi de la conception du procédé d'épuration, dans sa totalité.

#### 1.5.2.2. Propriétés mécaniques, chimiques et biochimiques

Il s'agit des propriétés fondamentales dont l'absence peut être discriminatoire pour le choix d'un support.

Il est souhaité de disposer d'un matériau qui présente :

- Une résistance mécanique importante. Une résistance à la traction, à la compression ou à l'attrition est demandée quand le support est suspendu, posé ou en fluidisation, respectivement.
- Une résistance au vieillissement, assurant la conservation des propriétés au cours du temps.
- Un poids spécifique apparent faible. Ainsi, le transport du support, les armatures qui le soutiennent et la mise en oeuvre sont moins coûteux.
- Une stabilité chimique aux agents agressifs qui peuvent se trouver dans les eaux usées. Aussi faut-il que des composés toxiques ne soient pas relargués.
- Une composition qui n'inhibe pas, a priori, le développement de la vie.
- Une nature non-biodégradable.

Dans une des rares études systématiques sur ce sujet, WHEATLEY et WILLIAMS (35) ont testé certains aspects de la stabilité du PVC et du gravier. La matière synthétique s'est révélée plus stable que la matière minérale dans des milieux de pH élevé ou faible. Lors des lavages, le PVC a relargué des métaux lourds à des concentrations bien inférieures à celles rencontrées dans les eaux usées. Le vieillissement observé du polymère n'a pas, pour autant, une influence significative sur son bon comportement mécanique, sa durée de vie étant estimée à 40-50 ans.

### 1.5.3. Modélisation des procédés à cultures fixées

De nombreuses raisons justifient la modélisation d'un procédé :

- elle conduit à une meilleure compréhension du fonctionnement et des phénomènes y résidant,
- elle fournit la base des calculs de dimensionnement,
- elle est utilisée pour la prévision.

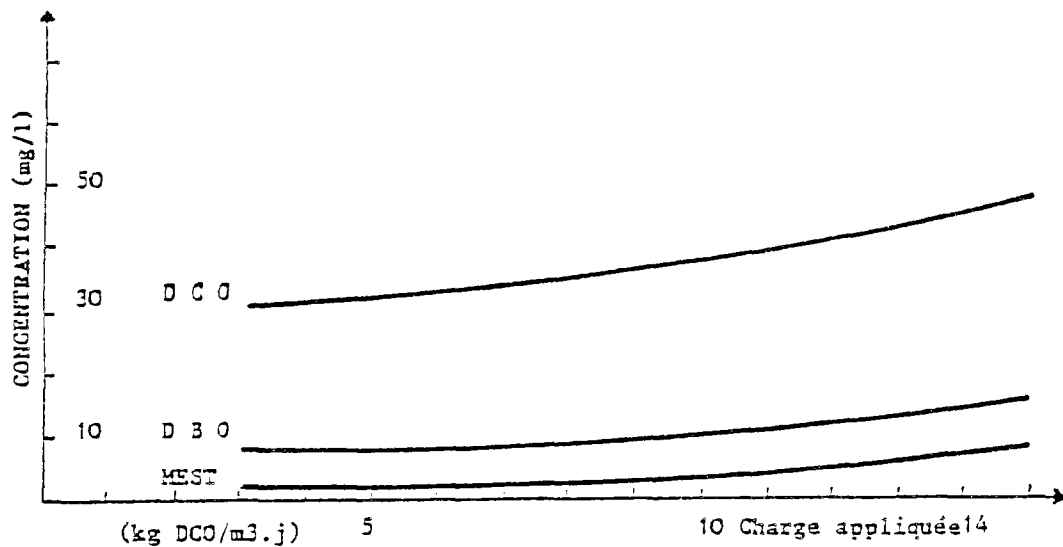
Selon VANDEVENNE (43), on distingue : les formules empiriques, les modèles semi-empiriques et les modèles "mécanistiques". A ce dernier terme, nous préférons celui d'"approche théorique". Notons, d'ailleurs, que cette classification n'est pas unique (44).

#### 1.5.3.1. Les formules empiriques et semi-empiriques

Les formules empiriques rendent compte avec précision des résultats de l'expérimentation, mais elles n'expliquent pas le processus de l'épuration. Le réacteur est considéré comme une "boîte noire". Une formule mathématique provenant souvent d'un ajustement statistique relie la sortie avec l'entrée. Les équations ainsi obtenues ne sont pas extrapolables pour des installations qui diffèrent du pilote initialement étudié.

Les modèles semi-empiriques constituent la première approche d'une explication rationnelle. Ils dépistent des paramètres importants dans le domaine cinétique ou dans le domaine hydraulique. Ces paramètres sont finalement structurés en formules mathématiques d'une façon empirique. L'analyse reste encore au niveau macroscopique. Ce mode de considération, bien qu'il soit plus général que le précédent, est tributaire de la spécificité du procédé.

Des descriptions commentées de ces modèles se trouvent in extenso dans la littérature (43, 44, 45, 46, 47, 48, 49). Pour la plupart, ils se réfèrent aux lits bactériens et aux biodisques. En ce qui concerne les lits immergés granulaires, GILLES (50) propose une courbe de fonctionnement qui appartient à la même catégorie de corrélation empirique, figure 2.



**Figure 2.** Qualité de l'eau épurée en fonction de la charge volumique pour un lit immergé granulaire, d'après GILLES (50).

En raison de leur spécificité, les approches empiriques et semi-empiriques s'appêtent mal à faire avancer notre recherche dont l'objectif a été défini au début du chapitre 1.5. Notons, néanmoins, que ce qui est classé aujourd'hui comme tentative empirique, était mentionné comme "theoretical model" il y a à peine un quart de siècle (51).

### 1.5.3.2. Approche théorique

L'approche théorique est basée sur la prise en compte des phénomènes microscopiques qui ont lieu au niveau de la zoogée et de son voisinage.

On reconnaît deux démarches méthodologiques sur la modélisation du biofilm fixé : la première consiste à considérer un cas "universel", tandis que la seconde procède suivant une méthodologie bien précise, cas par cas.

La méthode "universelle" examine l'épuration par cultures fixées dans sa généralité la plus complète. On part d'hypothèses initiales, plus ou moins vérifiées, et on construit un ensemble d'équations et de conditions, physiques et mathématiques, qui permettent d'interpréter les phénomènes.

Le modèle "universel" qui constitue le point de référence de presque toute la littérature récente sur notre sujet, est celui de WILLIAMSON et McCARTY (52, 53).

### 1.5.3.2.1. Modèle de WILLIAMSON et McCARTY

Les hypothèses explicites sont :

- Le biofilm est attaché sur un support plat et inerte.
- la réaction enzymatique dans la biomasse est limitée par un seul substrat.
- La concentration du substrat limitant atteint une valeur  $S_f$  minimale et constante, bien au fond du biofilm.
- La vitesse d'utilisation du substrat  $S$ , à tout point dans le biofilm, est décrite par l'équation de Monod.
- On se trouve en régime permanent.

Deux processus déterminent le devenir du substrat limitant :

(a) La diffusion jusqu'à la surface du biofilm à travers une couche limite côté liquide. Elle s'exprime par la loi de Fick (régime permanent) :

$$J_A = D_L \frac{S_L - S_s}{L} \quad [1]$$

où

$J_A$  : Flux du substrat limitant, de l'eau vers le biofilm ( $M_s L^{-2} T^{-1}$ )

$D_L$  : Coefficient de diffusion moléculaire du substrat limitant dans le liquide ( $L^2 T^{-1}$ )

$S_L$  : Concentration du substrat limitant dans le liquide, loin du biofilm ( $M_s L^{-3}$ )

$S_s$  : Concentration du substrat limitant à la surface liquide-biofilm ( $M_s L^{-3}$ )

$L$  : Epaisseur de la couche limite côté liquide (L)

(b) La réaction avec diffusion dans la biomasse. Elle se décrit par un bilan matière, comme dans la théorie des réactions hétérogènes, catalytiques (régime permanent) :

$$D_B \frac{d^2 S_B}{dz^2} - r_v = 0 \quad [2]$$



et en utilisant l'équation de Monod :

$$D_B \frac{d^2 S_B}{dz^2} - \frac{k X_B S_B}{K_S + S_B} = 0 \quad [3]$$

où

$r_v$  : Vitesse de réaction par unité de volume ( $M_S L^{-3} T^{-1}$ )

$S_B$  : Concentration du substrat limitant à un point dans le biofilm ( $M_S L^{-3}$ )

$D_B$  : Coefficient de diffusion moléculaire du substrat limitant dans le biofilm ( $L^2 T^{-1}$ )

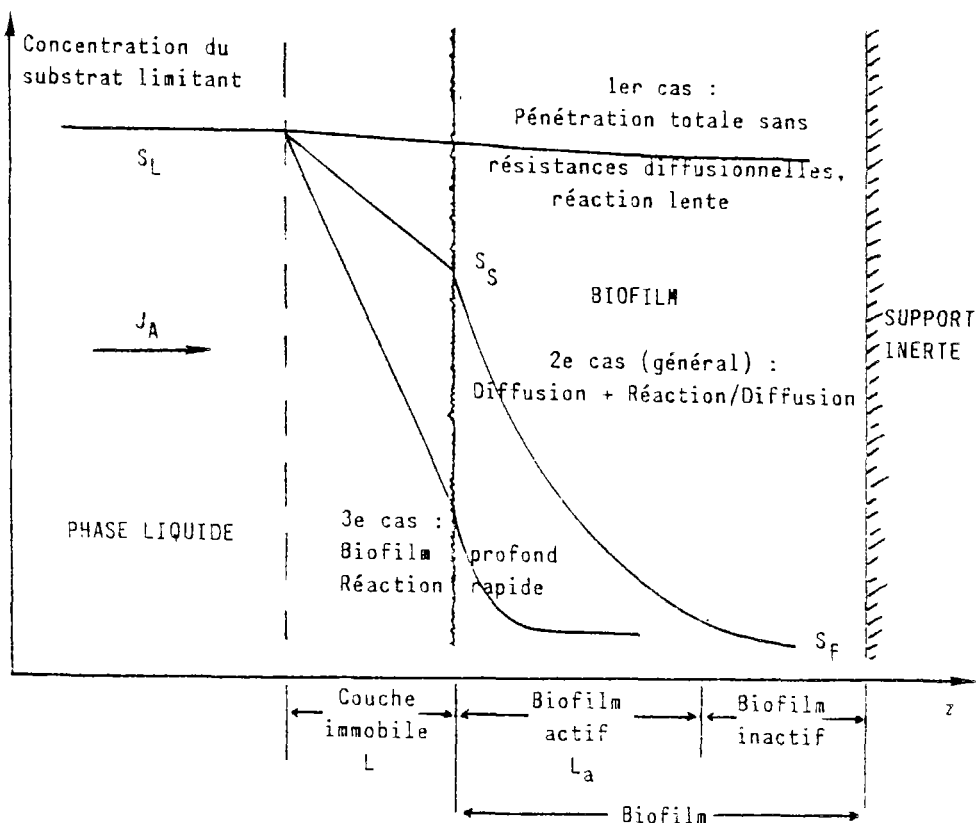
$k$  : Vitesse spécifique maximale de consommation du substrat limitant ( $M_S M_X^{-1} T^{-1}$ )

$X_B$  : Concentration en biomasse dans le biofilm ( $M_X L^{-3}$ )

$K_S$  : Constante de saturation ( $M_S L^{-3}$ )

$z$  : Distance perpendiculaire à la surface du biofilm (L)

La figure 3 illustre le phénomène.



**Figure 3.** Profils du substrat au niveau du biofilm, d'après WILLIAMSON et McCARTY (52, 53).

Les conditions aux limites de l'équation [3] sont :

$$S_B = S_S \text{ au point } z = 0 \text{ (surface du biofilm)} \quad [4]$$

$$dS_B/dz = 0 \text{ au point } z = L_a \quad [5]$$

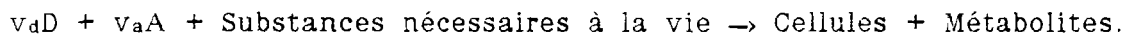
où

$L_a$  : Epaisseur du biofilm actif (L)

Comme biofilm inactif, on entend la partie où l'activité enzymatique qui conduit à l'élimination du substrat, cesse de se produire à cause de l'épuisement des substances nutritives. La partie inactive n'existe pas lors de la première phase de formation du biofilm ou lors d'une pénétration totale (voir figure 3).

La solution de l'équation [3] est obtenue par des méthodes numériques. Une itération ajuste les équations [1] et [3].

Comme on le constate sur la présentation précédente, le modèle initial est valable uniquement lorsqu'un seul substrat est limitant partout. La réaction métabolique se présente comme :



où  $v_d$  et  $v_a$  sont les coefficients stoechiométriques de la réaction pour le donneur d'électrons (D) et pour l'accepteur d'électrons (A), respectivement. Lors de l'élimination de la pollution carbonée, l'accepteur d'électrons est l'oxygène, et le donneur d'électrons est le substrat organique. WILLIAMSON et McCARTY ont distingué deux causes qui peuvent rendre un substrat limitant :

- l'influence prédominante de la concentration d'un des deux substrats à la vitesse de la réaction, modélisée par l'équation de Monod,
- la résistance due à la diffusion lente d'un des substrats.

Deux conditions sont donc élaborées. Pour la limitation due à la vitesse de la réaction, on a :

$$S_{B,a} < (K_{S,a}/K_{S,d}) S_{B,d} \Rightarrow \text{l'accepteur d'électrons est limitant} \quad [6]$$

où

$S_{B,a}$ ,  $S_{B,d}$  : Concentrations respectives de l'accepteur et du donneur d'électrons dans la biomasse ( $M_s L^{-3}$ )

$K_{S,a}$ ,  $K_{S,d}$  : Coefficients de saturation respectifs de l'accepteur et du donneur d'électrons ( $M_s L^{-3}$ )

La variation relative des concentrations de l'accepteur et du donneur d'électrons à chaque point du biofilm, est calculée par l'équation [7] :

$$\frac{S_{S,d} - S_{B,d}}{S_{S,a} - S_{B,a}} = \frac{D_{B,a} \nu_d M_d}{D_{B,d} \nu_a M_a} \quad [7]$$

où

$S_{S,a}$ ,  $S_{S,d}$  : Concentrations respectives de l'accepteur et du donneur d'électrons, à l'interface biofilm/liquide ( $M_s L^{-3}$ )

$D_{B,a}$ ,  $D_{B,d}$  : Coefficients respectifs de diffusion moléculaire de l'accepteur et du donneur d'électrons ( $L^2 T^{-1}$ )

$M_a$ ,  $M_d$  : Poids moléculaires respectifs de l'accepteur et du donneur d'électrons ( $M \text{ mol}^{-1}$ )

Pour la limitation due à la diffusion, on a :

$$S_{L,a} < \frac{D_{B,d} \nu_a M_a}{D_{B,a} \nu_d M_d} S_{L,d} \Rightarrow \text{l'accepteur d'électrons est limitant} \quad [8]$$

où

$S_{L,a}$ ,  $S_{L,d}$  : Concentrations respectives de l'accepteur et du donneur d'électrons dans le liquide, loin du biofilm ( $M_s L^{-3}$ )

Afin de vérifier si un seul substrat est limitant, on procède de la façon suivante :

- A l'aide de la relation [8], on détermine le substrat qui limite la réaction par la diffusion.
- On calcule la concentration  $S_s$  du substrat limitant, en résolvant les équations [1] et [3], et la concentration du substrat non-limitant par la stoechiométrie.
- A partir de la [7], on trouve des paires de valeurs  $S_{B,a}$ ,  $S_{B,d}$  pour tout point dans le biofilm.
- Finalement, en utilisant les valeurs  $S_{B,a}$ ,  $S_{B,d}$ , on vérifie, par la relation [6], si le même substrat est toujours limitant. Dans ce cas, le processus de résolution est valable.

L'équation [8] prévoit que la diffusion d'oxygène limite la réaction, assez souvent lorsqu'il s'agit de biofilms hétérotrophes.

L'analyse susmentionnée concerne un élément infinitésimal de la biomasse. Une intégration pour la totalité du réacteur doit s'effectuer, en considérant un modèle d'écoulement. C'est, précisément, la démarche de JENNINGS et al. (54). Ils associent la réaction/diffusion avec un écoulement pis-

ton à travers un lit granulaire. La solution est obtenue en fonction de groupes adimensionnels incluant un facteur d'efficacité et un module de Thiele, deux notions empruntées à la théorie des réacteurs hétérogènes catalytiques.

MEUNIER et WILLIAMSON (55) arrivent à une solution analytique du modèle, en faisant une hypothèse implicite supplémentaire : la concentration du substrat limitant au fond du biofilm (épaisseur =  $L_a$ ) est nulle. Leur réacteur fonctionne en écoulement piston. Les conditions pour le substrat limitant sont réarrangées. Au lieu de la limitation due à la vitesse de réaction (équation [6]), les auteurs conçoivent la notion du substrat limitant à la surface du biofilm. Aussi, la limitation qui provient de la diffusion (équation [8]), est-elle transformée en une condition qui détermine le substrat limitant au fond du biofilm, là où la réaction enzymatique cesse de se produire. Il s'en suit que si un substrat est simultanément limitant à la surface et au fond, il est limitant partout et le modèle peut être résolu.

CASTALDI et MALINA (56) proposent une autre méthode pour le calcul du substrat limitant. Cependant, les hypothèses avancées sont plus nombreuses que celles de WILLIAMSON et McCARTY. Le rôle du nombre Reynolds est également examiné. La turbulence dans le réacteur est désignée comme le paramètre primordial pour l'efficacité de l'épuration.

Un effort a été entrepris afin d'ajuster la solution numérique, non-analytique, du modèle de WILLIAMSON et McCARTY par des équations analytiques, empiriques (57). Le résultat est une cinétique d'ordre variable suivant la concentration du substrat organique dans les eaux résiduaires. Une analyse de sensibilité de différents paramètres révèle que la constante de saturation  $K_s$ , traduite comme l'affinité des bactéries du biofilm pour le substrat, joue un rôle secondaire dans le modèle (58). En revanche, la solution est sensible aux paramètres liés à la diffusion :  $D_B$ ,  $D_L$ ,  $L$ . La difficulté d'estimation ou de mesure de ces trois grandeurs est soulignée par les auteurs.

RITTMANN et DOVANTZIS (59) ont élaboré une solution du modèle de réaction avec diffusion, dans le cas où deux substrats limitants existent, en comblant ainsi une lacune de la méthode initiale. Ils concluent que le phénomène de deux substrats limitants est fréquent lors de l'élimination de la DBO et lors de la nitrification.

L'adaptation du modèle de réaction avec diffusion en régime transitoire, a été étudiée par RITTMANN et BRUNNER (60) afin d'utiliser les cultures fixées à l'épuration des eaux peu polluées. L'accroissement du film bactérien et les pertes en biomasse ont été pris en compte. RITTMANN, par ailleurs, a démontré que les variations de la charge volumique réduisent le rendement en épuration prévu par le modèle en régime permanent (61).

Le problème du régime transitoire et des variations de la charge volumique a été repris par ANNACHHATRE et KHANNA (62). Les deux chercheurs proposent également une solution numérique qui donne le temps de "maturation" du film biologique. Malheureusement, ce temps de "maturation" s'entend après que l'ensemencement et la formation d'un film initial se soient effectués. Il est donc peu utile pour le calcul de la période du "start-up".

Un modèle simplifié a été testé expérimentalement par JANSEN et HARREMOES (63). La diffusion du substrat jusqu'à la surface du biofilm n'est pas considérée. Une cinétique apparente d'ordre 1/2 englobe la diffusion dans le film biologique et la réaction métabolique, suggérée d'ordre zéro. On note

que ce résultat se trouve déjà dans l'étude initiale de WILLIAMSON et McCARTY (52).

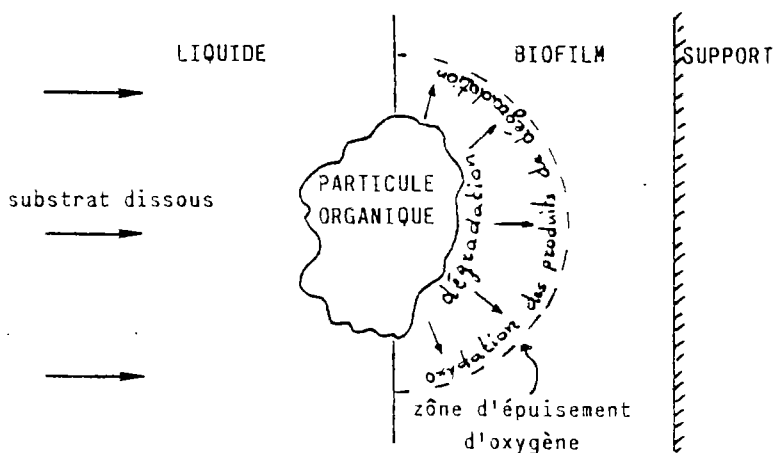
Le modèle de réaction avec diffusion présente deux états extrêmes : le biofilm totalement pénétré sans résistances dues à la diffusion, et le biofilm "profond" où la réaction est très rapide par rapport à la diffusion. Pour ces deux états, on peut obtenir des solutions analytiques simples. En raison de cette perspective, SUIDAN et al. (64) ont établi des critères qui déterminent les conditions pour chacun de ces deux cas.

Le reproche souvent fait en ce qui concerne les efforts théoriques présentés précédemment, est qu'ils manquent de simplicité et de facilité d'application auprès des praticiens (43).

Nous tenons surtout à souligner deux lacunes du modèle "universel". Elles sont associées à deux hypothèses implicites :

- Les matières en suspension n'entrent pas dans le jeu de l'épuration par cultures fixées.
- Le film biologique est homogène, et, par conséquent, les paramètres  $k$ ,  $X_B$ ,  $K_S$ ,  $D_B$  de l'équation [3] sont considérés comme constants dans toute l'épaisseur de la zoogée.

En effet, les résultats de recherche suggèrent que la présence des matières en suspension (MES) dans l'effluent à traiter, diminue généralement le taux d'élimination de la pollution dissoute (37, 65). SARNER propose un schéma illustratif pour le rôle des particules, figure 4 (66). En outre, la vitesse spécifique de l'oxydation biochimique des particules varie avec leur taille (67). Ainsi, on peut difficilement insérer le facteur "MES" dans un modèle global. BOUWER (68) distingue trois processus physiques provoquant l'accumulation de particules sur le biofilm : la diffusion moléculaire, la dispersion cinématique et la sédimentation gravitaire. Il examine l'effet relatif de chaque processus et il estime des vitesses de transport plus lentes pour les particules que pour les substrats solubles. Les constatations précédentes amènent à la conclusion que la première hypothèse n'est pas vraisemblable.



**Figure 4.** Effet possible d'une particule adsorbée sur le biofilm, d'après SARNER (66). La consommation de l'oxygène pour la dégradation et l'oxydation des produits de dégradation de la particule va créer une zone d'épuisement d'oxygène, non-utilisable à l'élimination de substrat dissout.

En ce qui concerne la seconde hypothèse, la littérature indique qu'il y a une stratification des colonies bactériennes dans le biofilm. L'existence, en général, de deux couches dans le biofilm est connue depuis longtemps : la couche aérobie qui correspond au biofilm actif du modèle de WILLIAMSON et McCARTY et la couche anaérobie qui correspond au biofilm inactif (44). Il est évident que le passage d'un état à l'autre est continu. Une stratification est également suggérée par STRAND (69), qui examine les conditions de croissance simultanée de bactéries hétérotrophes et de bactéries nitrifiantes. Selon ce dernier, l'interface de deux colonies va se situer au point où les taux de croissance de deux espèces sont égaux. Dans le même sens va l'étude de WANNER et GUJER (70) qui essaient de modéliser la compétition de différentes espèces dans le biofilm. Leur résultat théorique implique une stratification des micro-organismes. Deux couches de bactéries différentes ont été observées dans un biofilm, au microscope électronique à balayage (71). Des rapports métaboliques entre les deux espèces et des conditions spécifiques d'oxygénation sont à l'origine de ce phénomène. Donc, l'utilisation de paramètres  $k$ ,  $X_B$ ,  $K_s$ ,  $D_B$ , constants pendant l'intégration de l'équation différentielle [3], conduira à un écart de la réalité. A notre avis, le bon accord entre le modèle susmentionné et les résultats des expériences est dû au choix spécifique de conditions expérimentales bien contrôlées. Tel est le cas, par exemple, lorsque les biofilms sont formés par filtration de bactéries dispersées, développées auparavant par culture séparée (53) : ainsi, la stratification est évitée.

#### 1.5.3.2.2. Dynamique des processus des cultures fixées

Tandis que l'approche décrite dans le chapitre précédent conserve une vision synthétique des phénomènes, on peut procéder à la modélisation, guidé par un esprit analytique. Cela tient plus à un besoin qu'à un principe car les procédés à cultures fixées se présentent dans une telle multitude de formes et d'applications (voir § 1.3.), qu'un modèle "universel" risque d'être trop général.

La méthodologie suivie, ici, est empruntée aux techniques du Génie Chimique (72). Des bilans matière sont faits pour tous les constituants qui participent à l'épuration, sur un petit volume du réacteur. Les principaux constituants sont : le substrat organique dissous, les matières en suspension, la biomasse fixée, l'oxygène. Selon le procédé, on peut envisager des bilans matière encore plus spécifiques concernant la biomasse décrochée, les matières en suspension inertes ou vivantes, l'oxygène utilisé à travers le liquide-vecteur ou directement... Ensuite, on formule des hypothèses sur la vitesse de différentes actions chimiques ou physicochimiques. Des constituants non importants par rapport à d'autres sont éliminés. Un modèle d'écoulement dans le réacteur est admis et les équations sont intégrées pour la totalité du volume.

Le terme "dynamique des processus du biofilm" est proposé par TRU-LEAR et CHARACLIS (25). Leur pilote fonctionne comme un réacteur parfaitement mélangé et le bilan matière concerne : le substrat organique limitant, la biomasse totale, la biomasse fixée, la biomasse en suspension. Les expériences montrent que la réaction métabolique suit l'équation de Monod. Les paramètres de cette équation  $k$ ,  $X_B$  (voir chapitre précédent), changent en fonction de la charge surfacique appliquée ( $M_s L^{-2} T^{-1}$ ).

Une méthodologie similaire est suivie par BRYERS et CHARACLIS pour étudier les premières étapes de la formation d'un biofilm (26) et l'encrassement d'une surface jusqu'à l'apparition des résistances dues au frottement (73).

VIRARAGHAVAN et MATHAVAN (74) entament la modélisation du procédé appelé "biofiltre activé". Il s'agit d'un bassin à boues activées, plus un réacteur à biomasse fixée. Leur analyse, pourtant, ne tient pas compte de la diffusion.

YAKOVLEV et al. (75) se rapportent à un biofiltre. Ils affirment, en revanche, que les processus d'adhésion de particules et d'adsorption de polluants solubles sur le biofilm, sont plus lents que l'oxydation et ils commandent, donc, la vitesse de l'épuration. Le bilan matière se fait pour les matières en suspension et la pollution dissoute. Selon les auteurs, une partie de l'épuration s'effectue à l'aide de la biomasse décrochée.

Un modèle, basé sur la dynamique des processus à cultures fixées, est développé au chapitre 4.

### 1.5.3.2.3. Discussion

L'objectif annoncé au début du chapitre 1.5. consiste à définir des critères de choix concernant les matériaux supports. Or, on a précédemment constaté que la problématique de la modélisation d'un procédé à cultures fixées gravite autour de certaines notions constantes, malgré les avantages et les inconvénients de chaque approche. Ces bases communes se résument par les paramètres des équations [1], [3] et de la figure 3 :

- $S_{L,a}$ ,  $S_{L,d}$ , les concentrations de l'accepteur et du donneur d'électrons dans le liquide sont contrôlées par le régime hydrodynamique du système et le transfert d'oxygène ;
- $D_L$ , le coefficient de diffusion moléculaire dans le liquide dépend de la composition de l'effluent et de la température ;
- $L$ , l'épaisseur de la couche liquide immobile est contrôlée par les conditions hydrodynamiques de son voisinage ;
- $D_B$ , le coefficient de diffusion moléculaire dans la biomasse dépend de la composition du substrat et de la zoogée, et, aussi, de la température ;
- $k$ , la vitesse spécifique maximale d'élimination du substrat dépend de la composition du substrat et de la zoogée, et, aussi, de la température ;
- $K_s$ , la constante de saturation dépend de la composition du substrat et de la zoogée.

On observe, d'abord, que le matériau de garnissage joue un rôle incontestable, par sa forme et sa configuration, à l'hydraulique du système et au transfert d'oxygène ( $S_{L,a}$ ,  $S_{L,d}$ ,  $L$ ). Cependant, le point crucial concernant

l'impact de la nature du support sur la sélection des espèces bactériennes, indirectement lié aux paramètres  $k$ ,  $D_B$  et  $K_s$ , ne se déduit pas de l'analyse théorique. Le choix du matériau support reste empirique et fortement lié à la méthode de la mise au point.

### 1.6. Etude des paramètres hydrauliques

La configuration des matériaux utilisés pour la fixation des bactéries détermine en grande partie les caractéristiques hydrauliques du procédé (76, 77), qui, à leur tour, contrôlent les paramètres de l'épuration (§ 1.5.3.2.3.). La résolution d'un modèle d'épuration a souvent été associée à un modèle hydraulique (78, 79). Il est donc indispensable de caractériser l'écoulement du liquide à travers le lit-réacteur. A cette fin, nous allons nous servir de la distribution du temps de séjour.

Les quelques notions qui vont suivre sont empruntées aux ouvrages détaillés de LEVENSPIEL (80) et MARAGOZIS (81).

Chaque molécule qui entre dans le réacteur a son propre temps de séjour. La distribution du temps de séjour (DTS) des molécules est exprimée par deux fonctions :  $E(t)$  et  $F(t)$ . La fonction  $E(t)$  représente la fraction du fluide à la sortie, dont le temps de séjour est compris entre  $t$  et  $t + dt$ . Son aspect se rapproche de la courbe, figure 5.

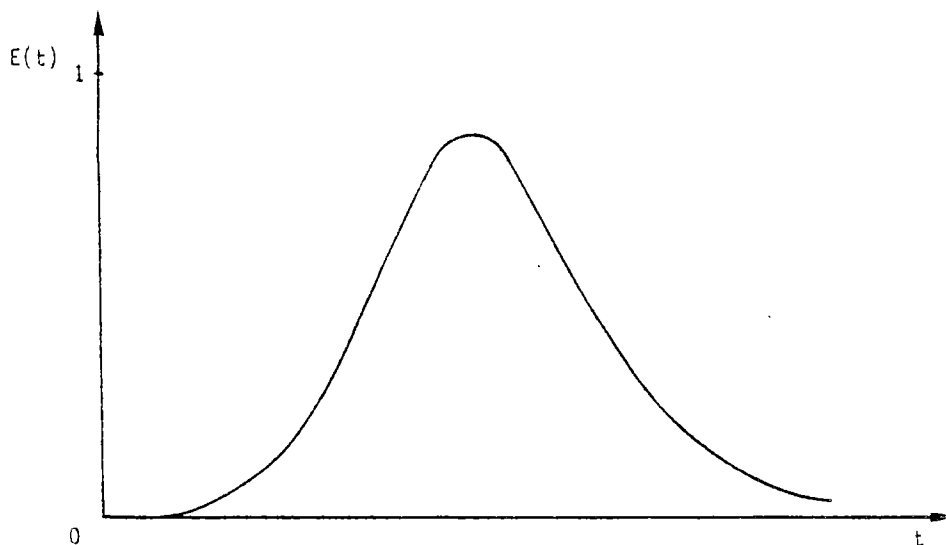
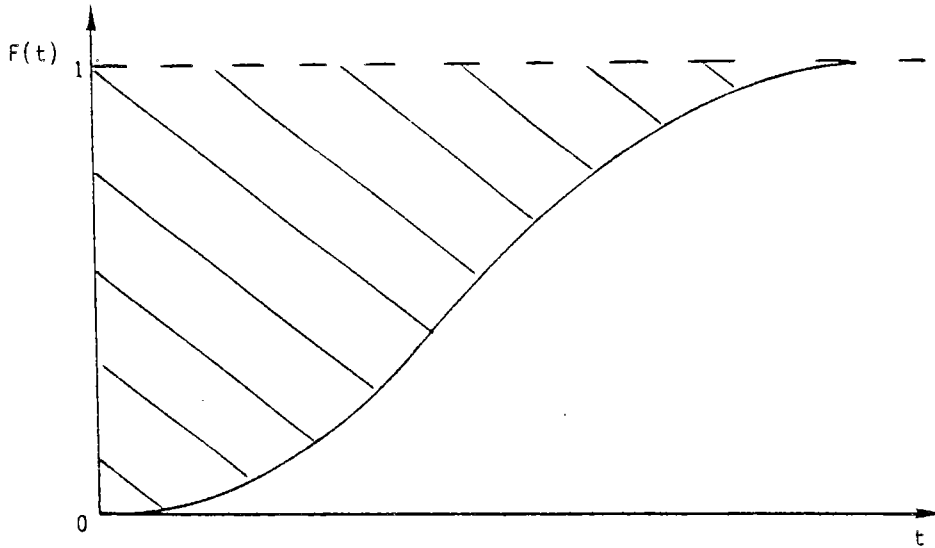


Figure 5. Forme habituelle d'une fonction  $E(t)$  décrivant la DTS.

La fonction  $F(t)$  exprime la fraction du fluide à la sortie, dont le temps de séjour est inférieur à  $t$  (figure 6). Ses conditions aux limites sont :

$$F(0) = 0 \text{ et } F(\infty) = 1$$





**Figure 6.** Forme habituelle d'une fonction  $F(t)$ . La partie hachurée correspond au temps moyen de séjour.

La relation qui relie les deux fonctions est :

$$E(t) = F'(t) \quad [9]$$

Le temps moyen de séjour d'un fluide est :

$$\bar{t} = \frac{\int_0^1 t \, dF(t)}{\int_0^1 dF(t)} = \int_0^1 t \, dF(t) \quad [10]$$

L'intégrale [10] est égale à l'aire hachurée, figure 6.

Les fonctions  $E(t)$  et  $F(t)$  sont déterminées expérimentalement à l'aide d'une injection de traceur à l'entrée du réacteur. Dans le cas d'une injection-échelon, la réponse du traceur à la sortie du réacteur est représentée par la courbe  $F(t)$ , figure 6. Lorsqu'il s'agit d'une injection-impulsion, la réponse correspond à la courbe  $E(t)$ , figure 5.

Deux types idéaux forment la base de modèles d'écoulement plus complexes :

- L'écoulement piston. Toutes les molécules du fluide traversent le réacteur à la même vitesse et y séjournent le même temps.
- L'écoulement en mélange parfait. La composition interne est uniforme en tout point du réacteur et à chaque instant. Une molécule

introduite dans le réacteur a la même probabilité d'en sortir que n'importe quelle molécule séjournant depuis plus longtemps.

Dans une démarche plus élaborée, on considère un réacteur piston où il existe une dispersion axiale. Le modèle d'écoulement qui en résulte est fonction d'un paramètre appelé nombre Peclet. Une autre méthode consiste à simuler l'écoulement par celui de N réacteurs en série et parfaitement mélangés.

Les deux derniers modèles d'écoulement constituent un compromis convenable entre la simulation détaillée de la réalité et la simplicité des calculs mathématiques. Ils ont déjà été utilisés dans la recherche en épuration (78, 82) et vont pouvoir servir, au cours de la présente étude, à caractériser les paramètres hydrauliques du procédé sélectionné.

### 1.6.1. Modèle d'écoulement piston avec dispersion axiale

On postule que :

- le "mélange" se fait dans le sens de l'axe de l'écoulement ;
- les vitesses et les concentrations restent uniformes transversalement, il n'y a pas de dispersion radiale.

Pour une injection-échelon d'un traceur inerte, de concentration  $C_{t,e}$  à l'entrée du réacteur, le bilan matière donne :

$$D_t \frac{\delta^2 C_t}{\delta z^2} - u \frac{\delta C_t}{\delta z} = \frac{\delta C_t}{\delta t} \quad [11]$$

où

$C_t$  : Concentration du traceur ( $M_t L^{-3}$ )

$D_t$  : Coefficient de dispersion axiale pour le traceur ( $L^2 T^{-1}$ )

$u$  : Vitesse axiale ( $L T^{-1}$ )

$z$  : Distance axiale (L)

$t$  : Temps (T)

Les conditions initiales sont :

- pour  $t = 0$  et  $z > 0$  ,  $C_t = 0$
- pour  $t = 0$  et  $z < 0$  ,  $C_t = C_{t,e}$

Les conditions aux limites sont :

- pour  $t \geq 0$  et  $z = -\infty$  ,  $C_t = C_{t,e}$
- pour  $t \geq 0$  et  $z = +\infty$  ,  $C_t = 0$

La résolution de l'équation différentielle [11] donne :

$$F(\tilde{t}) = \tilde{C}_t = \frac{1}{2} \left[ 1 - \operatorname{erf} \left( \frac{1}{2} \sqrt{\frac{uL}{D_t}} \frac{1 - \tilde{t}}{\sqrt{\tilde{t}}} \right) \right] \quad [12]$$

où

$\tilde{C}_t = C_t/C_{t,e}$  , concentration réduite du traceur

$\tilde{t} = t/\bar{t}$  , temps réduit

$L$  = longueur du réacteur ( $L$ )

et

$$\operatorname{erf}(y) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^y e^{-x^2} dx \quad [13]$$

Le paramètre adimensionnel  $uL/D_t$  est appelé nombre Peclet. Il indique l'approche vers un écoulement piston idéal. Les solutions de l'équation [12], pour différents nombres Peclet, sont représentés par la figure 7.

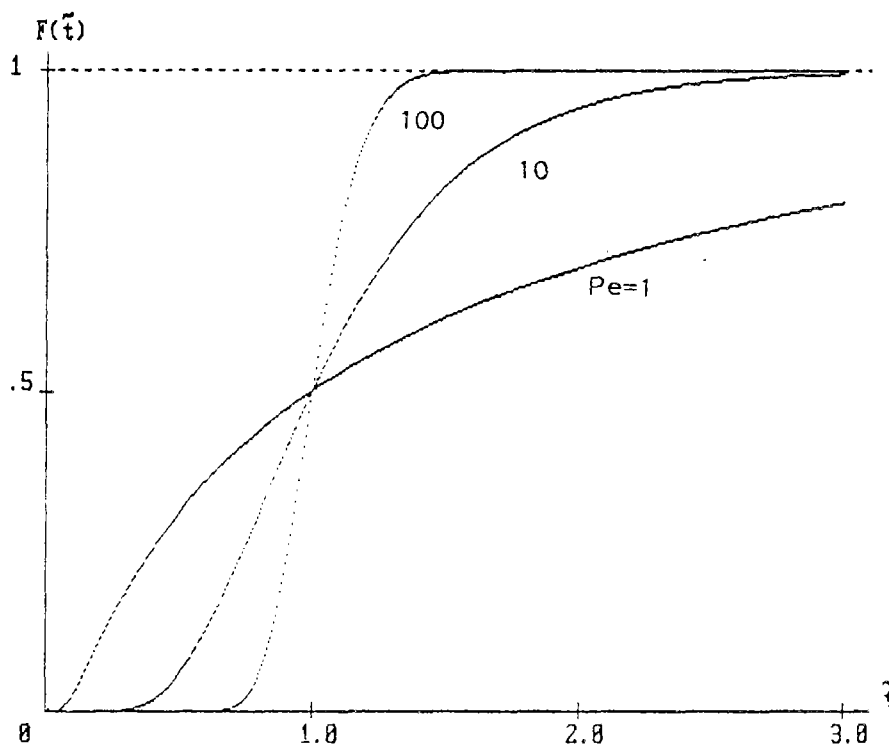


Figure 7. Courbes de distribution d'un réacteur en fonction du degré de la dispersion axiale.

### 1.6.2. Modèle de N réacteurs en série, parfaitement mélangés

Dans ce modèle, on suppose que l'écoulement du réacteur réel peut être approché par le résultat de N réacteurs en série, dans lesquels on considère le mélange parfait. Pour une injection-échelon de traceur à l'entrée (comme cela a été le cas au chapitre précédent, § 1.6.1.), le bilan matière du réacteur i est :

$$C_{t,i-1}D - C_{t,i}D = V_i \frac{dC_{t,i}}{dt} \quad [14]$$

où

$C_{t,i}$  : Concentration du traceur à la sortie du réacteur i ( $M_t L^{-3}$ )

D : Débit de l'effluent ( $L^3 T^{-1}$ )

$V_i$  : Volume du réacteur i ( $L^3$ )

On suppose que les N réacteurs ont le même volume :  $V_i = V/N$  (V est le volume total).

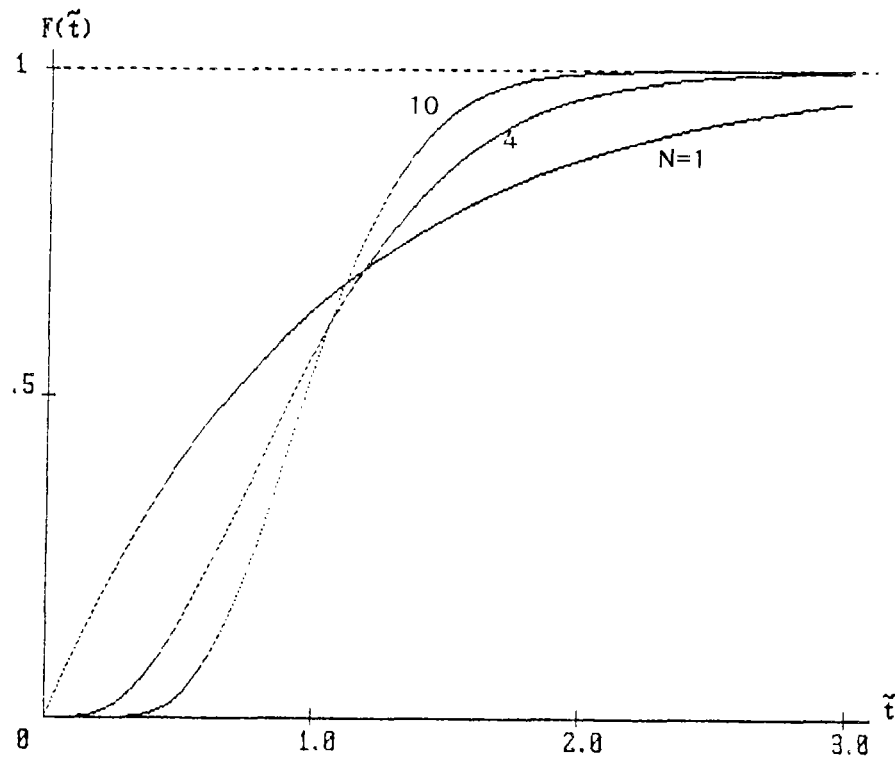
Après intégration, la [14] prend la forme :

$$C_{t,i} = \frac{N}{\bar{t}} e^{-Nt/\bar{t}} \int_0^t C_{t,i-1} e^{Nt/\bar{t}} dt \quad [15]$$

et, finalement, en intégrant de  $i=1$  à N, la réponse à la sortie est donnée par :

$$F(\tilde{t}) = \tilde{C}_t = 1 - e^{-N\tilde{t}} \left[ 1 + N\tilde{t} + \frac{1}{2}(N\tilde{t})^2 + \dots + \frac{1}{(N-1)!}(N\tilde{t})^{N-1} \right] \quad [16]$$

La signification des différentes variables est identique à celle du chapitre 1.6.1. La résolution de la [16] conduit à la figure 3.



**Figure 8.** Courbes de distribution d'un réacteur en fonction du nombre  $N$  des réacteurs parfaitement mélangés en série, qui simulent son écoulement.

### 1.7. Le transfert d'oxygène des procédés aérobies à bactéries fixées

Dans la plupart des procédés à biofilm, le transfert d'oxygène a lieu par insufflation d'air dans le massif épuratoire. En général, l'oxygène atteint la biomasse après dissolution dans l'eau. Le mécanisme de transfert est expliqué par la théorie des deux films (83). Pour les eaux usées et l'oxygène, la théorie se réduit à l'équation [17] :

$$dC_o/dt = K_L a (C_{o,s} - C_o) \quad [17]$$

où

$C_o$  : Concentration de l'oxygène dans l'eau ( $M_g L^{-3}$ )

$C_{o,s}$  : Concentration de saturation de l'oxygène dans l'eau pour une température donnée ( $M_g L^{-3}$ )

$K_L a$  : Coefficient de transfert global pour une température donnée ( $T^{-1}$ )

Le coefficient  $K_L a$  reflète l'efficacité de l'aération de tout le système d'épuration et, de ce fait, il constitue une mesure de comparaison de différents procédés.

REIBER et STENSEL (84) ont, cependant, montré que les micro-organismes peuvent obtenir l'oxygène nécessaire à partir d'un autre mécanisme de transfert. Le processus a été appelé "transfert interfacial". Il survient lorsque des bulles d'air sont en contact direct avec la biomasse et il rend compte pour 60% de l'utilisation de l'oxygène par les bactéries, selon les auteurs. Le concept a été modélisé ailleurs (85).

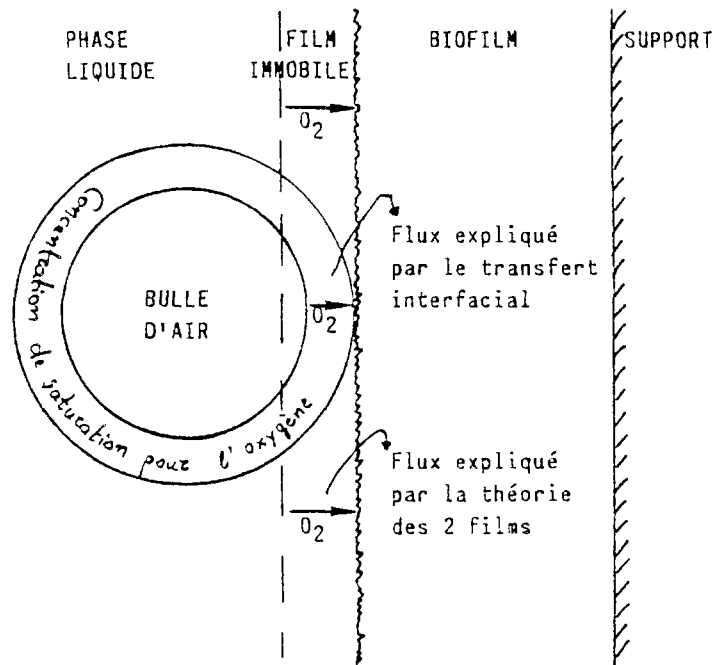


Figure 9. Flux de l'oxygène à la surface du biofilm selon LEE et STENSEL (85).

Le modèle bute sur la difficulté d'évaluer précisément la surface de contact direct entre l'air et la biomasse. Malgré tout, si l'approche est valable, elle va modifier les fourchettes des concentrations qui déterminent, à l'aide des modèles de biofilm fixé, quel substrat est limitant au cours de l'épuration (43, 52). A titre indicatif, examinons le cas de l'étude de WILLIAMSON et McCARTY (52, 53) : En épuration de la pollution carbonée, il est suggéré que la réaction est limitée par la diffusion de l'oxygène, lorsque la  $DBO_5$  soluble dépasse, approximativement, 40 mg/l. Si, maintenant, on tient compte du "transfert interfacial", deux phénomènes vont déplacer le seuil de 40 mg/l vers des valeurs supérieures. Le contact direct de bulles d'air avec le biofilm va créer un chemin supplémentaire pour le transfert de l'oxygène et, simultanément, il va diminuer le flux du substrat organique en diminuant la surface d'échange. La théorie étant en cours d'évolution, il faut rester prudent quant à l'application, dans la pratique, de tout chiffre précis.

EXPERIENCES PRELIMINAIRES  
EN LABORATOIRE

---

## 2. EXPERIENCES PRELIMINAIRES EN LABORATOIRE

### 2.1. Objectifs

Comme on l'a constaté précédemment, l'étude bibliographique ne permet pas de déterminer, a priori, des critères définitifs sur le choix d'un matériau support, à part les quelques notions directrices développées aux chapitres 1.5.2.1. et 1.5.2.2. Après, donc, un tri initial, sept matériaux sont retenus afin de comparer en laboratoire leur aptitude à fixer une biomasse épuratrice. L'accrochage des micro-organismes est quantifié à l'aide des analyses de respirométrie, des mesures pondérales et des comptages au microscope.

### 2.2. Partie expérimentale

#### 2.2.1. Les matériaux choisis pour les essais en laboratoire

Les propriétés des principaux géotextiles sont comparées avec celles des matériaux de remplissage traditionnels (se référer tableau 1). Cette comparaison permet de dégager cinq produits textiles destinés à être étudiés. Plus particulièrement, les matériaux retenus diffèrent entre eux, notamment par la nature des fibres et l'enchevêtrement des filaments. Un tissu d'amiante est également ajouté dans la liste, élargissant ainsi davantage la diversité des caractéristiques mises en essai.

Le tableau ci-dessous récapitule les principales caractéristiques que nous avons déterminées :



**Tableau 2.** Propriétés des géotextiles sélectionnés pour les essais en laboratoire.

NOM	NATURE/FORME/DIMENSIONS	ARRANGEMENT	MASSE VOL. APPARENTE kg/m <sup>3</sup>	SURFACE SPECIFIQUE m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	VIDE %
ENKAMAT (AKZO)	Nappe tridimensionnelle de filaments enchevêtrés + thermosoudés, polyamide 6, $\phi$ 0,44 mm, densité 1,16.	Nappes posées côte à côte sans être compressées.	24	185	98
NAUZ 317 RP 10 Nappe drainante (CODIM)	Nappe tridimensionnelle de filaments enchevêtrés, polypro, $\phi$ 0,19 mm, densité 0,9, épaisseur 13,1 mm. Les filaments présentent une certaine fiabilité.	Nappes posées côte à côte sans être compressées.	33	730	92
TYPAR 337 (DUPONT)	Feuilles de fibres thermosoudées, polypro, densité 0,9.	93 feuilles/m	10	185	99
TERRAM 500 (ICI)	Feuilles de fibres thermosoudées, 75% polypro + 25% nylon, densité 0,95.	93 feuilles/m	6,5	185	99,5
NORTENE	Grille de clôture formée de mailles carrées de 1 cm <sup>2</sup> , polyéthylène, densité 0,92.	200 feuilles/m	32	185	91
AMIANTE	Tissu, densité 2,8.	-	-	-	-

Un matériau de garnissage traditionnel sert comme mesure de comparaison : le CLOISONYLE (se référer tableau 1).

La surface spécifique de l'ENKAMAT est calculée à l'aide du diamètre des fibres :

$$\begin{aligned} [\text{surface spécifique (L}^{-1}\text{)}] &= [\text{surface massique (L}^2\text{M}^{-1}\text{)}] \cdot \\ &[\text{masse volumique apparente du support (ML}^{-3}\text{)}] \end{aligned}$$

et

$$[\text{surface massique}] = \frac{[\text{surface des fibres}]}{[\text{masse des fibres}]} =$$

$$= \frac{\pi d_f l_f}{\rho_f \cdot V} = \frac{\pi d_f l_f}{\rho_f \frac{\pi d_f^2}{4} l_f} = \frac{4}{\rho_f \cdot d_f}$$

où :

$d_f$  : Diamètre des fibres (L)

$l_f$  : Longueur totale des fibres (L)

$\rho_f$  : Masse volumique réelle des fibres (ML<sup>-3</sup>)

$V$  : Volume réel total des fibres (L<sup>-3</sup>)

Le diamètre moyen des fibres,  $d_f$ , sur 100 mesures était :  
 $d_f = 4,44 \cdot 10^{-4}$  m avec un écart-type  $s = 1,0 \cdot 10^{-5}$  m.

La masse volumique réelle moyenne,  $\rho_f$ , sur 20 mesures :  
 $\rho_f = 1,16 \cdot 10^3$  kg·m<sup>-3</sup> avec  $s = 0,11 \cdot 10^3$  kg·m<sup>-3</sup>

D'où :

$$[\text{surface massique de l'ENKAMAT}] = 7,77 \text{ m}^2\text{kg}^{-1}$$

La masse volumique apparente est calculée en considérant l'épaisseur nominale de la nappe, 0,020 m, tandis que l'épaisseur réelle est inférieure à la précédente de 2 à 3 mm. On trouve :

$$[\text{masse volumique apparente du géotextile}] = 23,8 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$$

Les différentes valeurs sont comparables à celles qui sont mentionnées dans la fiche technique du géotextile (se référer annexe 1).

Finalement on a :

$$[\text{surface spécifique de l'ENKAMAT}] \approx 185 \text{ m}^2/\text{m}^3$$

La méthode précédente est également utilisée pour le géotextile NAUE :

- $d_f = 1,93 \cdot 10^{-4}$  m (s =  $2,4 \cdot 10^{-5}$  m)
- $\rho_f = 0,93 \cdot 10^3$  kg·m<sup>-3</sup> (s =  $0,02 \cdot 10^3$  kg·m<sup>-3</sup>)
- [ surface massique ] = 22,3 m<sup>2</sup>kg<sup>-1</sup>
- [ masse volumique apparente du géotextile ] = 32,7 kg·m<sup>-3</sup>

Les géotextiles qui se présentent sous forme de feuilles, sont considérés comme ayant une surface lisse. Les microrugosités, dues aux filaments, ne sont pas prises en compte dans le calcul de la surface spécifique pour les raisons exposées au chapitre 1.5.2.1. Un arrangement en nappes parallèles, ainsi qu'un certain espacement sont admis sur le tableau 2, pour obtenir la même surface spécifique que l'ENKAMAT.

En ce qui concerne la grille NORTENE, le calcul est approximatif. Les fibres y sont supposées de forme cylindrique et de diamètre constant, ce qui n'est pas la réalité. De plus, comme sa structure est bi-dimensionnelle, un certain espacement entre les nappes de la grille est admis :

$$[ \text{surface massique} ] \approx 2,3 \text{ m}^2\text{kg}^{-1}$$

Finalement, notre liste couvre un ensemble de supports, de nature et de forme variées, assurant une large représentation.

### 2.2.2. Dispositif expérimental

Dans une cuve cylindrique de 55 l, quinze échantillons de chaque matériau c'est-à-dire de l'ENKAMAT, du TYPAR, du TERRAM, de la grille NORTENE, du CLOISONYLE, du NAUE et de l'AMIANTE sont accrochés de façon aléatoire (figures 10 et 11). La taille des échantillons est de quelques cm.

Un effluent reconstitué est utilisé afin d'assurer une meilleure maîtrise sur les conditions de l'expérience. L'effluent est composé de peptone pancréatique pour bactériologie (PROLABO) et d'eau du robinet. Il a les caractéristiques suivantes :

DBO <sub>5</sub>	210 mg/l
DCO	340 mg/l
NTK	76 mg/l
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	9 mg/l
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	5 mg/l
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	<0,10 mg/l
P <sub>total</sub>	2,1 mg/l

L'aération de la cuve s'effectue par un dôme poreux (DEGREMONT).

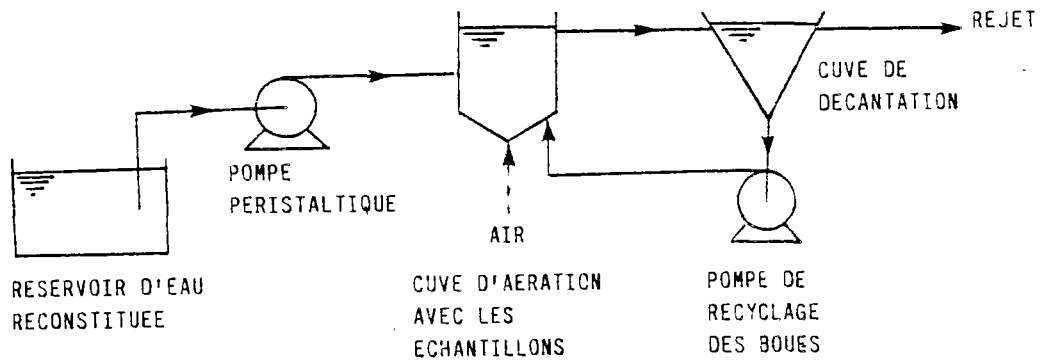


Figure 10. Pilote pour la colonisation bactérienne des supports.

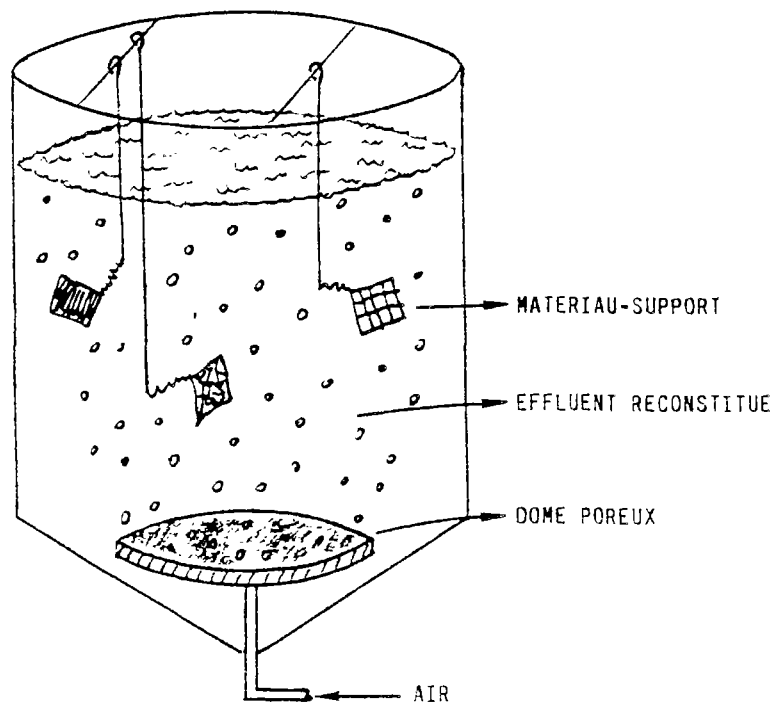


Figure 11. Représentation schématique de la cuve d'aération avec les éprouvettes accrochées.

Avant le commencement de l'expérience, les échantillons des matériaux ont été pesés précisément. La surface disponible pour la fixation a été calculée pour chacun d'eux à partir des éléments du chapitre 2.2.1.

Pour la période de l'ensemencement, le pilote a été rempli de :

- 10 l d'eau décantée primaire de la station d'épuration de la Ville de Paris à Colombes ;
- 45 l d'effluent reconstitué.

L'aération a été mise en route aussitôt, mais l'alimentation en eau reconstituée n'a démarré que 5 jours plus tard. La recirculation a commencé en même temps que l'alimentation, malgré l'absence de boue bien formée. Le débit d'alimentation était de 55 l/j et le taux de recirculation 1.

La température a varié entre 19,5°C et 22,0°C, et le pH entre 7,0 et 7,5 tout au long de l'expérience. La concentration de l'oxygène dans la cuve s'est située entre 6,5 et 7,5 mg/l.

### 2.2.3. Méthodes

Le chercheur en assainissement dispose d'un ensemble très varié de méthodes, pour évaluer la biomasse. Cela va de techniques simples comme la mesure directe des matières volatiles sèches (MVS), aux méthodes sophistiquées, comme la micro-autoradiographie ou la microcalorimétrie. Des descriptions commentées de différentes possibilités dans la littérature (86, 87), nous ont guidé à un choix méthodologique approprié à nos objectifs (§ 2.1.)

Des mesures de la masse du biofilm (Annexe 2) ont été choisies, en raison de leur simplicité, pour comparer la colonisation des échantillons. Toutefois, comme la masse du biofilm ne reflète pas toujours l'activité de la zooglycée, le suivi du pilote a été complété par des analyses respirométriques. On sait que la respiration est un des principaux mécanismes des relations interactives entre les bactéries et leur environnement (86), dont la consommation du substrat organique nous intéresse particulièrement.

L'analyse écologique des micro-organismes, protozoaires et métrazoaires, a permis d'avoir une image plus détaillée sur l'écosystème de chaque échantillon.

L'application d'une des techniques pour l'appréciation de l'épaisseur du biofilm (87,88), bien que voulue, n'a pas été possible à cause de la forme de certains biofilms (se référer § 2.3.).

#### 2.2.3.1. Respirométrie

L'expérience consiste à mesurer la respiration, d'abord en l'absence, puis en la présence d'un substrat exogène. Dans le premier cas, il s'agit de la respiration endogène, tandis que la seconde situation englobe, en plus, les réactions de catabolisme et d'anabolisme (89). La différence entre respiration

endogène et exogène est liée à la capacité des micro-organismes à consommer le substrat polluant ; elle sera appelée respiration différentielle.

Dans l'ordre de manipulation, la respirométrie est la première méthode appliquée à chaque échantillon.

Le mode opératoire est le suivant :

- Un échantillon de matériau support est enlevé de la cuve d'aération et rincé avec attention, avec de l'eau du robinet, afin d'éliminer la biomasse qui n'est pas bien fixée.
- Le matériau est introduit dans une fiole conique de 205 ml, remplie d'eau du robinet à la température de la mesure qui suit.
- Le tout est plongé dans un bain thermostaté à  $22,0^{\circ}\text{C} \pm 0,5$  (figure 12).
- La mesure de la respiration endogène est effectuée à l'aide d'une sonde oxymétrique PONSELLE O2T2-CE. L'appareil est basé sur la dépoliarisation, par l'oxygène diffusant à travers une membrane, d'une cathode de platine soumise à une tension constante.
- Après l'obtention d'une diminution d'oxygène linéaire par rapport au temps, le liquide contenant le matériau est aéré pour réaugmenter sa teneur en oxygène. Une quantité de 90 mg de peptone pancréatique est ajoutée dans le liquide.
- Ensuite, on effectue la mesure de la respiration exogène jusqu'à l'obtention d'une réponse linéaire de l'oxymètre.
- Finalement, le liquide et l'échantillon sont récupérés pour la suite des manipulations.

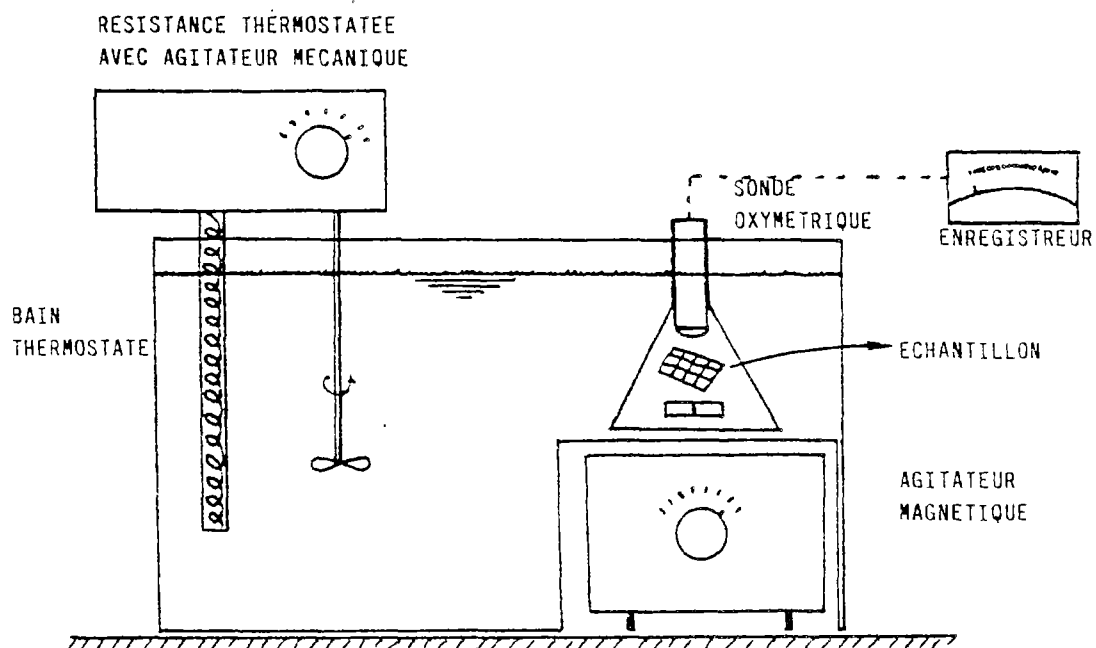


Figure 12. Dispositif utilisé pour la respirométrie.

### 2.2.3.2. Mesures pondérales

La mesure de la masse biologique suit l'analyse de la respiration.

L'échantillon récupéré précédemment est d'abord transféré avec son liquide dans un récipient. Une sonication à ultra-sons, pour une durée de 15 mn, est effectuée afin de décrocher toute la biomasse fixée (90). Ensuite, les matières en suspension à 105°C et les matières volatiles à 550°C sont mesurées (Annexe 2) sur un volume donné de la suspension créée.

### 2.2.3.3. Analyse écologique

L'identification et le comptage des individus de la zoogée, ont été effectués avec l'appui de M. B. VEDRY. Les détails d'une telle opération se trouvent dans son ouvrage (91).

Mode opératoire :

- L'échantillon est retiré de la cuve de colonisation, rincé et égoutté avec attention.
- La biomasse humide et son support sont pesés.
- Le volume de l'ensemble précédent est mesuré.
- Une quantité de 0,1 ml de biomasse est soigneusement homogénéisée dans 0,9 ml d'eau du robinet.
- Une goutte de volume déterminé (1/19 ml) de cette solution est déposée sur une lame de microscope et répartie uniformément sous la lamelle couvre-objet.
- La totalité de la lame est parcourue sous un microscope optique en agrandissement de 100 à 800 fois, et les individus sont dénombrés.

## 2.3. Résultats et Discussion

### 2.3.1. Déroulement de la colonisation et aspect macroscopique du biofilm

D'importantes différences sont observées parmi les matériaux sur le temps et la manière de colonisation, figure 13.

<u>Matériau</u>	<u>Effet observé</u>	<u>Temps d'immersion</u>
AMIANTE	• adsorption des particules	quelques mn
	• respiration endogène $\geq 0,1$ ppm O <sub>2</sub> /10 mn	≈ 5 j.
	• développements filamenteux	≈ 10 j.
ENKAMAT NAUE ]	• respiration endogène $\geq 0,1$ ppm O <sub>2</sub> /10 mn • "ponts" filamenteux entre les fibres des géotextiles.	≈ 15 j.
TYPAR TERRAM CLOISONYLE ]	• respiration endogène $\geq 0,1$ ppm O <sub>2</sub> /10 mn	≈ 20 j.
TYPAR TERRAM NORTENE ]	• apparition d'une couche de biofilm visible à l'oeil nu (quelques dizaines de $\mu$ ) • respiration endogène $\geq 0,1$ ppm O <sub>2</sub> /10 mn	≈ 1 mois
CLOISONYLE NORTENE ]	• apparition d'une couche de biofilm visible à l'oeil nu (quelques dizaines de $\mu$ )	≈ 1,5 mois

Figure 13. Apparition d'une biomasse fixée en fonction du temps d'immersion.

L'AMIANTE a adsorbé des particules de taille colloïdale dès son immersion dans l'effluent. Sa colonisation a été plus rapide que celles des autres matériaux. Elle s'est présentée sous la forme de protubérances filamenteuses, très marquées. Après un temps initial pour le démarrage du phénomène, la biomasse, sur l'amiante, a constitué un amas filamenteux, amorphe et muqueux qui a enrobé l'échantillon.

Sur l'ENKAMAT et le NAUE, la colonisation a commencé par la formation d'une masse muqueuse et filamenteuse, qui "liait" les fibres des matériaux. L'enchevêtrement de ces fibres crée des lieux préférentiels pour le développement de la zoogée. Finalement, l'intérieur des échantillons a été entièrement rempli par la biomasse.

Le développement d'un film biologique homogène, fixé contre la surface disponible, tel qu'il a été décrit dans la littérature, n'a été réalisé que



sur trois supports : le TERRAM, le TYPAR et le CLOISONYLE. Leur caractéristique commune est la surface plate et lisse qui ne présente, a priori, aucune niche pour l'abri d'une masse biologique. Rappelons également que ces matériaux ont été colonisés en dernier. Le biofilm formé n'avait pas l'aspect filamenteux des autres zooglées.

L'évolution de la colonisation sur la grille NORTENE a été lente et particulière, figure 14. La biomasse a formé un film non-filamenteux qui a entouré les fibres de la grille et qui a progressivement rempli l'espace vide à l'intérieur de chaque maille.

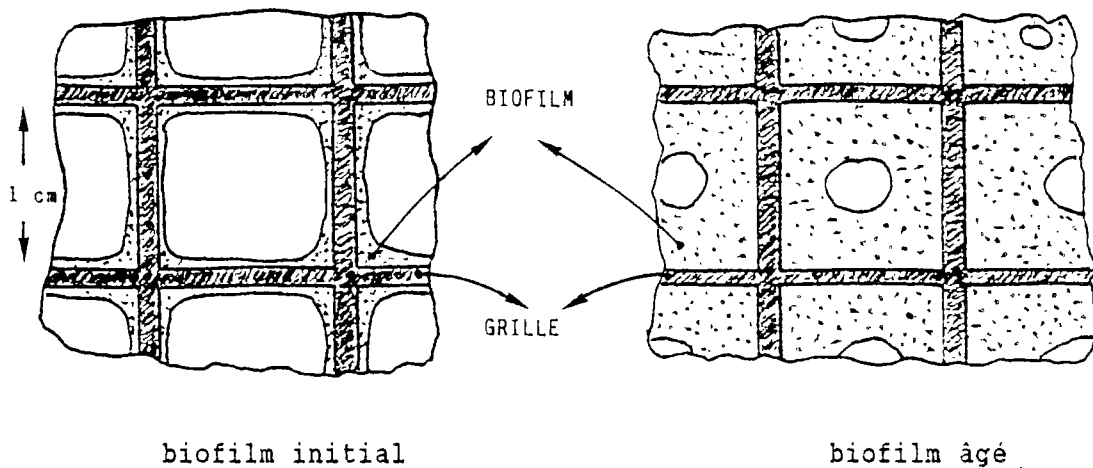


Figure 14. Evolution de la colonisation sur la grille NORTENE.

Ces observations constituent un argument supplémentaire sur la constatation bibliographique que la surface spécifique d'un matériau ne détermine souvent pas un rigoureux critère de choix en sa faveur (se référer § 1.5.2.1.).

Le suivi de l'accroissement de la biomasse, à l'aide des méthodes choisies, n'a pas été possible, à l'exception d'observations qualitatives. En effet, dès les premières mesures, il a été évident que chaque échantillon du même matériau poursuivait sa propre évolution. La continuité des résultats, dans le temps, ne pouvait pas être assurée en faisant les analyses sur des échantillons différents du même support. Ce fait n'a pas été jugé gênant pour l'accomplissement des objectifs que l'on s'était fixés. Toutefois, l'existence d'un bon mélange dans la cuve a été vérifiée par traçage, afin d'exclure l'hypothèse d'une répartition inégale de la pollution organique. Les différences sur l'évolution de la biomasse ont été imputées aux conditions spécifiques, hydrauliques ou biologiques, à la proximité de chaque support. Par exemple : des échantillons de CLOISONYLE qui étaient presque en contact avec de l'AMIANTE, ont montré des signes de colonisation plus rapide que ceux qui étaient plus ou moins isolés. Nous avons, par conséquent, décidé de laisser le pilote fonctionner pendant 2 mois avant de continuer les analyses, afin d'atteindre une période de maturité pour la biomasse et un régime permanent à l'échelle d'observation macroscopique. Cela a été vérifié par la mesure de la DCO et des MES, à l'entrée et à la sortie de la cuve.

### 2.3.2. Accumulation et activité respiratoire de la biomasse

Les résultats des analyses sont présentés par ordre chronologique, tableau 3. Le terme "respiration différentielle" est utilisé dans ce texte pour désigner la différence entre la vitesse de consommation d'oxygène en présence de substrat organique et la vitesse de consommation endogène d'oxygène.

Tableau 3. Accumulation et activité respiratoire de la biomasse des 7 matériaux mis à l'essai.

DATE	MATERIAU	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
2/5/86	AMIANTE	0.6967	0.525	50	139	105	0.0796	0.0406	15.92	8.12	0.15	0.08
2/5/86	NAUE	0.1683	0.1387	73	23	19	0.013	0.0055	1.78	0.75	0.09	0.04
2/5/86	ENKAMAT	0.2416	0.1782	54	45	33	0.0346	0.0178	6.41	3.30	0.19	0.10
3/5/86	TYPAR	0.1694	0.135	50	34	27	0.0109	0.0176	2.18	3.52	0.08	0.13
3/5/86	TERRAM	0.1482	0.125	50	30	25	0.004	0.0038	0.80	0.76	0.03	0.03
3/5/86	CLOISONYLE	0.0705	0.0513	21	34	25	0.0028	0.0051	1.37	2.49	0.05	0.10
3/5/86	WORTENE	0.2034	0.1776	24	85	74	0.0241	0.0153	10.04	6.38	0.14	0.09
12/5/86	AMIANTE	0.489	0.3645	50	98	73	0.0826	0.0372	16.52	7.44	0.23	0.10
12/5/86	NAUE	0.216	0.1725	71	30	24	0.021	0.0106	2.96	1.49	0.12	0.06
13/5/86	ENKAMAT	0.2295	0.1635	51	45	32	0.0375	0.0186	7.32	3.63	0.23	0.11
13/5/86	TYPAR	0.15	0.1215	50	30	24	0.0123	0.0146	2.46	2.92	0.10	0.12
13/5/86	TERRAM	0.333	0.3	50	67	60	0.0386	0.0121	7.72	2.42	0.13	0.04
14/5/86	CLOISONYLE	0.0555	0.0465	20	28	23	0.00414	0.00536	2.08	2.69	0.09	0.12
14/5/86	WORTENE	0.2325	0.198	25	95	80	0.0195	0.0173	7.93	7.03	0.10	0.09
22/5/86	AMIANTE	0.8175	0.6615	50	164	132	0.1303	0.0358	26.06	7.16	0.20	0.05
22/5/86	NAUE	0.3059	0.2116	67	46	32	0.0334	0.00278	4.99	0.41	0.16	0.01
22/5/86	ENKAMAT	0.3435	0.273	52	56	53	0.0507	0.0103	9.75	1.98	0.19	0.04
23/5/86	TYPAR	0.1485	0.1275	50	30	26	0.0176	0.0131	3.52	2.62	0.14	0.10
23/5/86	TERRAM	0.1785	0.1485	50	36	20	0.0215	0.0154	4.30	3.08	0.14	0.10
24/5/86	CLOISONYLE	0.1125	0.072	20	55	35	0.0055	0.00613	2.71	3.32	0.08	0.09
24/5/86	WORTENE	0.2085	0.114	24	89	49	0.0141	0.0155	6.00	6.60	0.12	0.14
6/6/86	AMIANTE	0.912	0.57	50	182	114	0.1297	0.0378	25.94	7.56	0.23	0.07
6/6/86	NAUE	0.5475	0.4455	82	67	54	0.0668	0.0095	3.15	1.16	0.15	0.02
6/6/86	ENKAMAT	0.447	0.306	57	78	54	0.0631	0.0186	11.07	3.26	0.21	0.06
7/6/86	TYPAR	0.198	0.141	50	40	28	0.0198	0.0093	3.96	1.86	0.14	0.07
7/6/86	TERRAM	0.345	0.189	50	69	38	0.0283	0.0122	5.66	2.44	0.15	0.06
8/6/86	CLOISONYLE	0.4755	0.081	20	238	41	0.0053	0.0053	2.65	2.65	0.07	0.07
8/6/86	WORTENE	0.729	0.138	24	304	58	0.0177	0.0222	7.38	9.25	0.13	0.16
17/6/86	AMIANTE	0.9513	0.5675	50	190	114	0.07481	0.0326	14.36	6.52	0.13	0.06
17/6/86	NAUE	1.306	0.3735	30	226	47	0.0522	0.008	6.53	1.90	0.14	0.02
18/6/86	ENKAMAT	0.702	0.4695	46	132	77	0.0736	0.0187	16.90	4.07	0.16	0.04
18/6/86	TYPAR	0.4305	0.261	50	36	52	0.0338	0.0278	6.76	5.56	0.13	0.11
18/6/86	TERRAM	0.132	0.078	50	26	16	0.0094	0.0161	1.88	3.22	0.12	0.21
19/6/86	CLOISONYLE	0.2085	0.0855	23	93	38	0.0101	0.0061	4.49	2.71	0.12	0.07
19/6/86	WORTENE	0.324	0.126	24	135	53	0.0168	0.0175	7.00	7.29	0.13	0.14

A : matières sèches (105°C), g

B : matières volatiles (550°C), g

C : surface, cm<sup>2</sup>

D : matières sèches (105°C) par unité de surface, g/m<sup>2</sup>

E : matières volatiles (550°C) par unité de surface, g/m<sup>2</sup>

F : respiration endogène, mg O<sub>2</sub>/an

G : respiration différentielle, mg O<sub>2</sub>/an

H : respiration endogène par unité de surface, mg O<sub>2</sub>/an·m<sup>2</sup>

I : respiration différentielle par unité de surface, mg O<sub>2</sub>/an·m<sup>2</sup>

J : respiration endogène par unité de biomasse (550°C), mg O<sub>2</sub>/an·g

K : respiration différentielle sur biomasse (550°C), mg O<sub>2</sub>/an·g

Les matières volatiles à 550°C ont été considérées comme la mesure qui représentait le mieux la biomasse active. D'ailleurs, une observation s'est ajoutée à l'appui de leur utilisation : le pourcentage des matières volatiles sur les matières totales sèches diminue avec le temps, ce qui mène à penser à une minéralisation croissante dans le temps de la masse biologique fixée. Sur les figures qui suivent, la quantité de la biomasse s'entend toujours comme matières volatiles à 550°C. Chaque date indiquée regroupe des mesures qui ont duré 3 jours.

L'accumulation de la biomasse par unité de surface d'accrochage est illustrée figure 15. Les valeurs pour le NAUE, l'ENKAMAT, le TYPAR, le TERRAM et le CLOISONYLE se situent dans la même zone : 20 à 60 g biomasse/m<sup>2</sup>. Or, dans cette zone, les valeurs pour le même matériau varient du simple au triple et la variation ne suit pas l'ordre chronologique des analyses. La raison pour ce phénomène est que les mesures, pour chaque matériau, ont été effectuées sur différents échantillons dont chacun suivait sa propre évolution en fonction des conditions de son voisinage (se référer chapitre précédent). Néanmoins, deux matériaux se distinguent nettement : la grille NORTENE et l'AMIANTE. Pour le premier, la zoogée développée en forme de vitre entre les fibres est supérieure à celle qui aurait correspondu à un film recouvrant juste la surface d'accrochage, figure 14. En ce qui concerne l'AMIANTE, deux explications sont avancées. D'une part, la colonisation rapide due aux propriétés adsorbantes a abouti à une biomasse plus abondante que sur les autres supports. D'autre part, les protubérances filamenteuses observées ont constitué une masse biologique supplémentaire à celle qui s'est développée contre la surface apparente.

La figure 16 montre la respiration différentielle (exogène moins endogène) par unité de surface d'accrochage. Les résultats sont distribués d'une façon aléatoire et se trouvent entre 2 et 4 mg O<sub>2</sub>/mn·m<sup>2</sup> pour quatre des supports. Le géotextile NAUE se différencie par ses faibles valeurs. En effet, on peut supposer que la biomasse a été asphyxiée au sein du matériau à cause de la configuration géométrique dense, et les micro-organismes actifs, peu nombreux par rapport à la surface disponible, se situent sur les côtés de l'échantillon. En revanche, la grille NORTENE et le tissu d'AMIANTE se distinguent par leurs hautes valeurs pour les raisons exposées précédemment. Il y a pourtant une différence par rapport à la figure 15 : les valeurs du NORTENE se trouvent au même niveau que celles de l'AMIANTE, ce qui signifie que le pourcentage de la biomasse active était plus important pour le premier matériau.

Les mêmes résultats sont représentés en fonction du temps, de manière à mettre en évidence les variations d'une mesure à l'autre, figures 17 et 18.

Le graphique de la respiration différentielle en fonction de la biomasse accrochée donne des valeurs assez éparpillées, figure 19. Pourtant, on aperçoit un plafond pour la respiration, qui se situe à 8 mg O<sub>2</sub>/mn·m<sup>2</sup> et qui se manifeste à partir d'environ 80 g biomasse(550°C) / m<sup>2</sup>. Cela signifierait que, pour une superficie donnée, quelle que soit la configuration du support et la forme de colonisation, toute autre condition étant similaire, l'activité épuratrice des micro-organismes ne peut pas dépasser une certaine valeur et l'accumulation d'une masse biologique supplémentaire correspond à un biofilm inactif. Des mesures plus nombreuses et plus spécifiques sont nécessaires pour affirmer ou rejeter cette première observation.

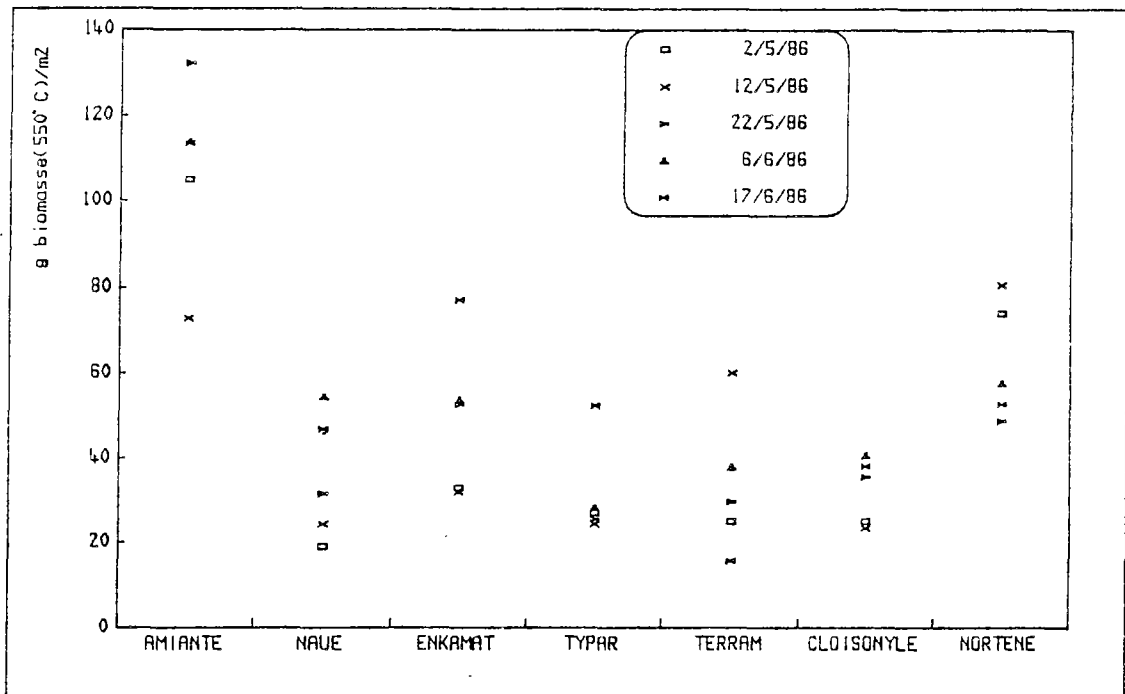


Figure 15. Quantité de biomasse (mesurée comme matières volatiles à 550°C) par unité de surface d'accrochage, pour chaque matériau.

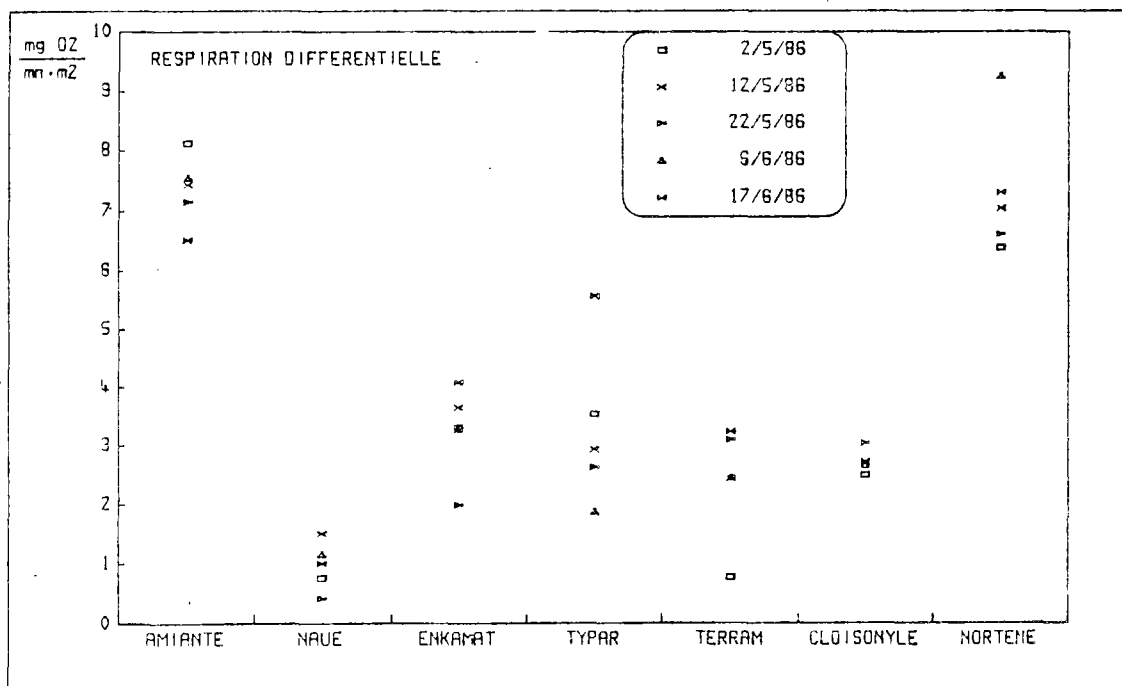


Figure 16. Vitesse de consommation d'oxygène par unité de surface d'accrochage, en respiration différentielle.

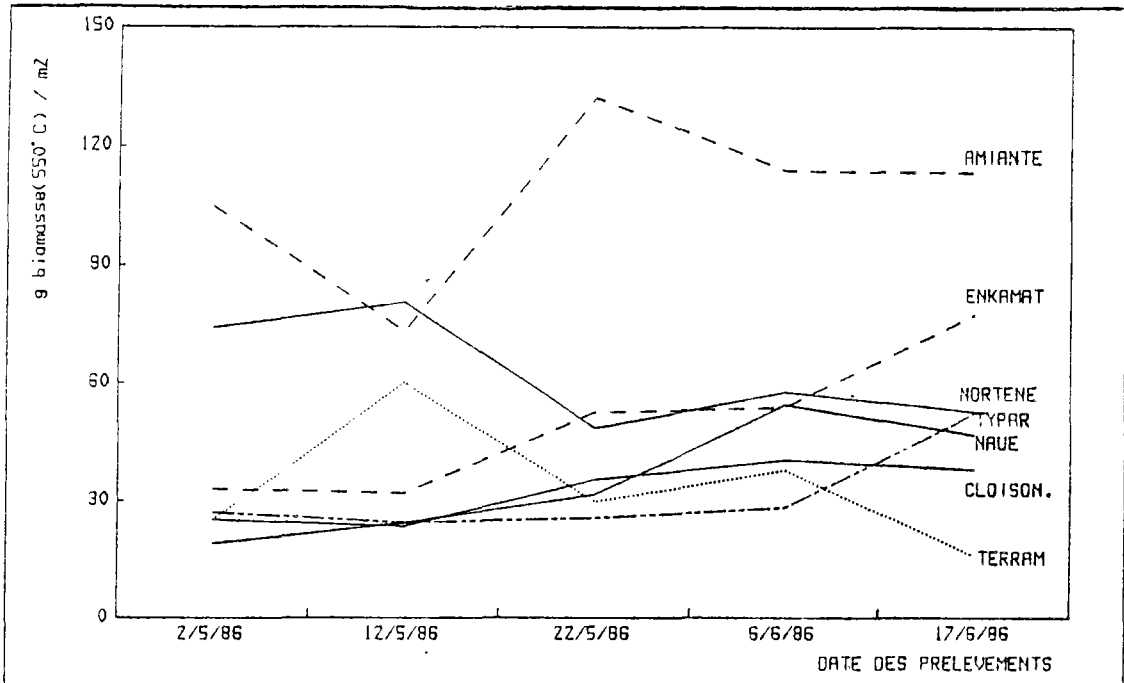


Figure 17. Quantité de biomasse (mesurée comme matières volatiles à 550°C) par unité de surface d'accrochage, en fonction du temps.

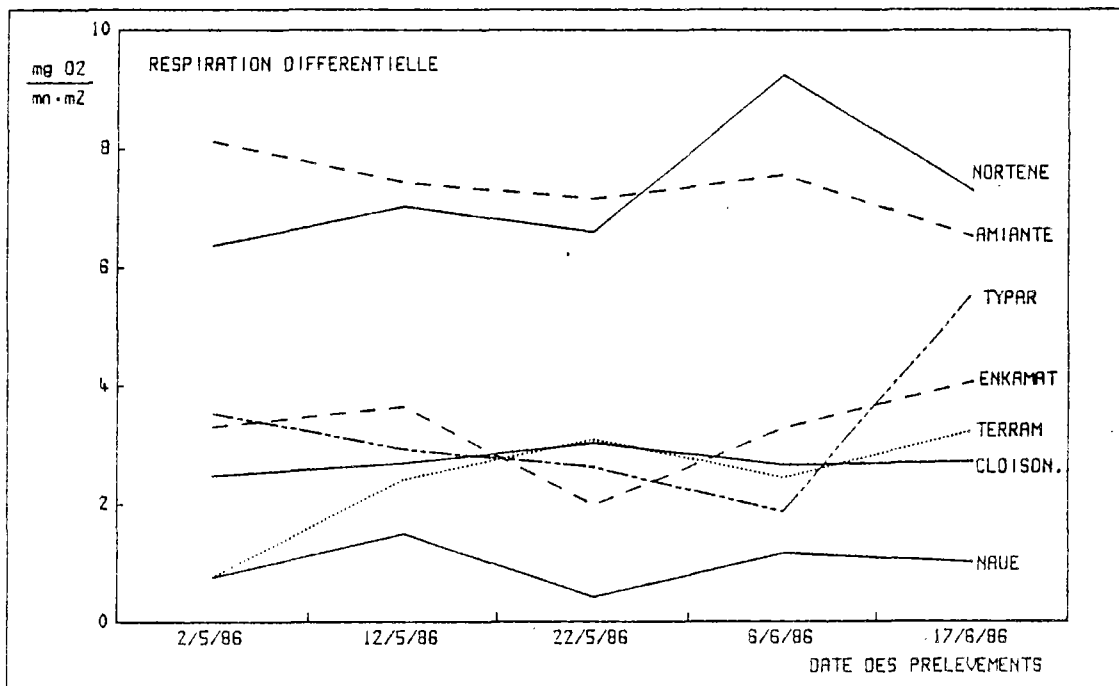


Figure 18. Vitesse de consommation d'oxygène en respiration différentielle, par unité de surface d'accrochage, en fonction du temps.

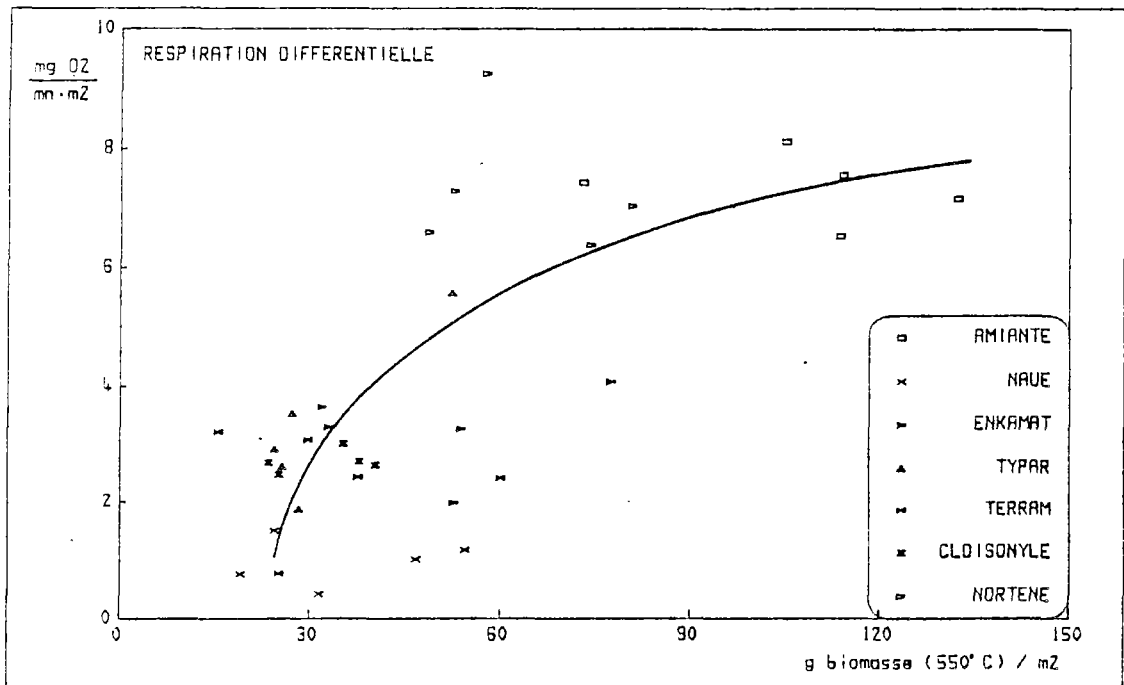


Figure 19. Vitesse de consommation d'oxygène en respiration différentielle en fonction de la biomasse fixée (matières volatiles à 550°C). Les deux coordonnées sont calculées par unité de surface d'accrochage.

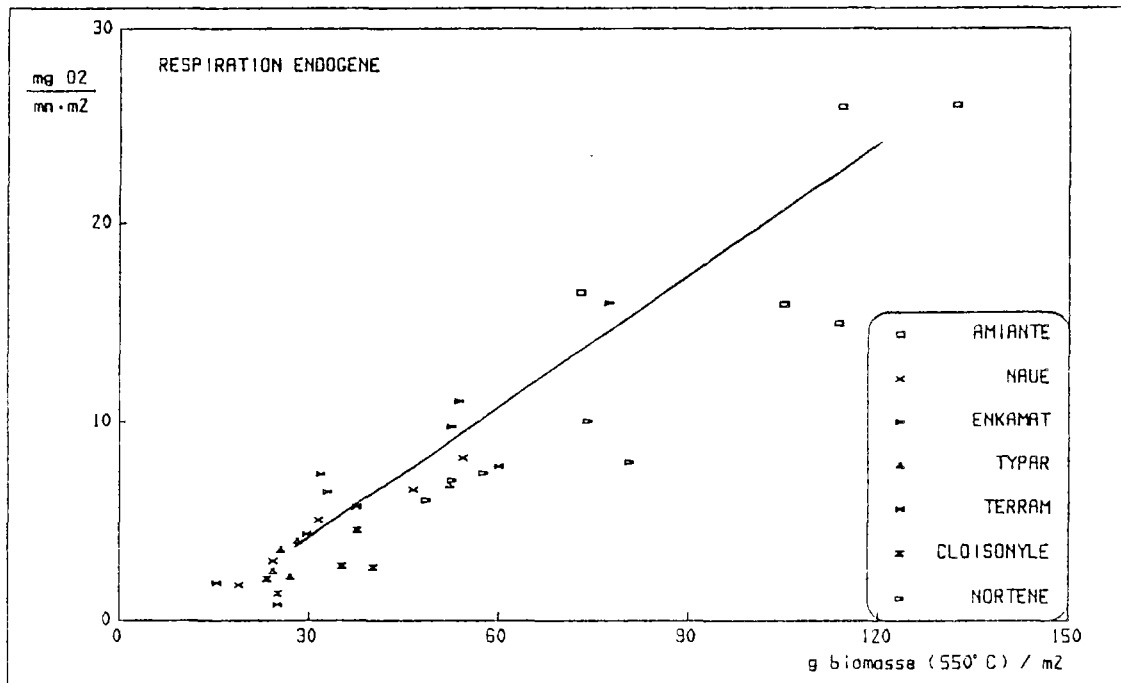


Figure 20. Vitesse de consommation d'oxygène en respiration endogène, en fonction de la biomasse fixée (matières volatiles à 550°C). Les deux coordonnées sont calculées par unité de surface d'accrochage.

La vitesse de consommation d'oxygène en respiration endogène semble augmenter proportionnellement à la quantité de la biomasse fixée, au moins pour les résultats obtenus, figure 20. On peut donc admettre que presque toute la zoogléa se trouve en aérobiose. Par contre, une partie seulement des micro-organismes serait capable d'assimiler le substrat organique utilisé, selon les considérations engendrées par la figure 19.

En raison de l'éparpillement des résultats, toutes les observations restent au stade hypothétique. Il faudra être prudent en ce qui concerne la déduction des conclusions définitives.

### 2.3.3. Résultats de l'analyse écologique

Mis en colonisation depuis 3 mois, les supports sont recouverts d'une biomasse homogène, muqueuse de couleur ivoire satinée. Le spectre général des 7 échantillons est du type biomasse fixée déjà âgée et en équilibre. En profondeur, la biomasse ne présente pas de signes d'anaérobiose.

Tous les échantillons observés présentent le même spectre faunistique, à savoir :

- Nématodes : Rhabditides, Pellioiditis.
- Vorticellidés, Opercularia.
- Thécamébiens non précisément identifiés.
- Zooflagellés non précisément identifiés.
- Champignons prédateurs de Nématodes : Arthrobothris.

Les numérations des 7 échantillons observés sont consignées en annexe 3. Les résultats sont exprimés en nombre d'individus de chaque espèce par unité de volume de biofilm humide, par unité de masse de biofilm humide et par unité de surface de support, respectivement.

Les Nématodes sont bactérivores. Bien que nombreux, ils ont un prédateur végétal : Arthrobothris. L'AMIANTE présente un fort pourcentage de cadavres fortement décomposés (environ 80% pour 5 à 10% sur les autres supports). Le grand nombre d'oeufs et de larves dément un éventuel effet toxique du support, de même que l'abondance de la biomasse fixée dessus. On pourrait donc craindre un début de régression de la population due au prédateur spécifique. La présence de ces vers est intéressante, car, en fouissant l'épaisseur de la biomasse, ils en permettent une aération et une nutrition en profondeur.

Le nombre élevé de zooflagellés indique un liquide interstitiel très chargé en DBO<sub>5</sub> et en bactéries non floculées ou fixées. Les Thécamibes sont le signe d'une biomasse déjà âgée.

#### 2.4. Conclusions et choix d'un matériau pour la suite de l'étude

Les principales conclusions de cette expérience sont :

- Aucun support n'est inhibiteur vis-à-vis de la croissance des micro-organismes.
- Les résultats respirométriques qui représentent indirectement la capacité épuratrice de la biomasse, se distribuent surtout de façon aléatoire. Cette constatation confirme la prédominance des paramètres hydrauliques sur les propriétés intrinsèques de chaque matériau.
- Les valeurs qui s'écartent notablement de la répartition aléatoire peuvent être attribuées à divers facteurs (ex. : différents temps du début de la colonisation).
- L'analyse écologique révèle le même spectre faunistique sur les supports. Cependant, il y a des différences marquées dans les densités de population. Elles sont peut-être le fait de configurations géométriques particulières favorisant plus ou moins un large développement de la masse biologique.

Les précédentes considérations ne peuvent pas justifier le choix d'un support parmi les autres, d'autant moins que la question de la réalisation technologique n'a pas été confrontée. Les arguments de la sélection sont basés sur les points suivants :

- Le NAUE a été éliminé à cause de sa friabilité.
- L'utilisation de l'AMIANTE a été jugée gênante en raison des problèmes de toxicité.
- Les difficultés envisagées de la mise en oeuvre et l'importante densité apparente nous ont suggéré de ne pas retenir la grille NORTENE.
- Entre les géotextiles en forme de toile, TYPAR et TERRAM, le moins cher et le moins lourd aurait été préféré puisque la résistance au déchirement est satisfaisante pour chacun d'eux.
- Finalement, notre choix s'est porté sur le matériau ENKAMAT car il présentait une configuration géométrique intéressante et originale tout en ayant les propriétés mécaniques requises.



### La méthode

*Or, la marche naturelle, c'est d'aller des choses les plus connaissables pour nous, à celles qui sont plus claires en soi et plus connaissables. Car, ce ne sont pas les mêmes choses qui sont connaissables pour nous et absolument. C'est pourquoi il faut procéder ainsi : partir des choses moins claires en soi, plus claires pour nous, pour aller vers les choses plus claires en soi et plus connaissables. Or, ce qui, pour nous, est d'abord manifeste et clair, ce sont les ensembles les plus mêlés. C'est seulement ensuite que de cette indistinction, les éléments et les principes se dégagent et se font connaître par voie d'analyse. C'est pourquoi il faut aller des choses générales aux particulières. Car le tout est plus connaissable selon la sensation, et le général est une sorte de tout.*

ARISTOTE  
"Physique"

EXPERIENCES SUR PILOTE  
A L'ECHELLE INDUSTRIELLE

---

### 3. EXPERIENCES SUR PILOTE A L'ECHELLE INDUSTRIELLE

#### 3.1. Objectifs

Il a été montré à plusieurs reprises, pendant la recherche bibliographique (se référer § 1.5.1.3., 1.5.2.1., 1.5.3.2.3.) et pendant les essais en laboratoire (se référer § 2.3., 2.4.), que l'évaluation d'un support à biomasse fixée est indissociable de sa mise en oeuvre. Les caractéristiques hydrauliques du procédé déterminent en grande partie les performances épuratoires. Or, ces caractéristiques varient significativement suivant un phénomène d'échelle bien connu. Les causes en sont multiples : les effets de parois, les espaces morts, les courts-circuits, les chemins préférentiels, l'inégal développement bactérien...

En raison des réflexions précédentes, un pilote à l'échelle industrielle a été construit afin de mettre au point un système épuratoire utilisant le géotextile ENKAMAT. Ainsi, les performances du matériau en épuration ont été examinées et les paramètres opérationnels ont été décelés. La généralisation des conclusions et l'abstraction théorique ont persistamment été recherchées.

#### 3.2. Choix du procédé

Parmi les différentes techniques qui pouvaient être appliquées, on a opté pour celle du lit immergé. Le principal avantage est qu'il s'agit d'un procédé intensif. En outre, notre choix va permettre la comparaison directe des résultats des expériences avec les performances des lits immergés granulaires sous des conditions de fonctionnement similaires. Enfin, la conception même du lit immergé rend envisageable la transposition du savoir-faire dans le domaine de la réhabilitation des bassins de boues activées.

Le pilote fonctionne par cycles. Chaque cycle est, en général, prolongé jusqu'au dépassement d'un niveau de qualité donné à la sortie du réacteur. Un lavage suit le cycle.

#### 3.3. Matériel et Méthodes

##### 3.3.1. Caractéristiques de l'eau à épurer

L'eau décantée primaire des installations d'épuration de la Ville de Paris à Colombes, a été utilisée pour alimenter le pilote. Elle provient d'un réseau unitaire, c'est pourquoi elle est peu chargée en pollution organique. Ses caractéristiques, hors périodes de vacances d'été, sont :

DBO<sub>5</sub> : 50 à 100 mg/l  
 DCO : 130 à 200 mg/l  
 MES : 60 à 160 mg/l  
 NTK : 15 à 30 mg/l

P :  $\approx 2$  mg/l  
 pH : 7 à 8

### 3.3.2. Dimensionnement du pilote

Les bases de dimensionnement sont puisées dans la technologie des lits immergés granulaires. L'impératif fixé consiste à obtenir des performances au moins équivalentes aux meilleurs rendements des boues activées. La charge volumique appliquée (kg de DCO ou de DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup> de réacteur.j) pour un niveau donné de qualité de l'eau épurée, est considérée comme le paramètre le plus approprié pour comparer les performances de procédés différant entre eux. Ce paramètre a déjà implicitement été utilisé lors de l'évaluation des techniques d'épuration (§ 1.3.), mais son envergure va être discuter en détail plus loin dans ce rapport (§ 3.4.8.).

On admet un débit minimal d'eau pour le pilote : 0,5 m<sup>3</sup>/h.

En boues activées, la charge volumique appliquée a un maximum qui se situe entre 1 et 1,5 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.j (8,9) pour le niveau de sortie couramment accepté (DBO<sub>5</sub>  $\leq$  30 mg/l, DCO  $\leq$  90 mg/l, MES  $\leq$  30 mg/l). Le pilote devra donc être en état de traiter au moins environ 1,2 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.j produisant la même qualité d'eau épurée.

Si les performances des lits immergés granulaires sont visées, charge volumique appliquée  $\geq 5$  kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.j, pour la même concentration de l'eau sale, il faut pouvoir alimenter avec des débits jusqu'à 2.5 m<sup>3</sup>/h.

La concentration de la pollution organique à l'entrée du pilote étant supposée  $\approx 75$  mg DBO<sub>5</sub>/l, le volume du réacteur est calculé :

$$\frac{\frac{75}{1000} \frac{\text{kg DBO}_5}{\text{m}^3} \cdot 0,5 \cdot 24 \frac{\text{m}^3}{\text{j}}}{1,2 \frac{\text{kg DBO}_5}{\text{m}^3 \text{ réacteur} \cdot \text{j}}} = 0,75 \text{ m}^3$$

La vitesse de l'eau dans le réacteur, considérée en fût vide, varie de 3 m/h à 6 m/h pour les biofiltres granulaires (8, 92, 93). En admettant une vitesse minimale de 2 m/h dans notre réacteur, on obtient la superficie de la section :

$$\frac{0,5 \text{ m}^3/\text{h}}{2 \text{ m/h}} = 0,25 \text{ m}^2$$

La hauteur utile du pilote est de 3 m.

Afin de faciliter la mise en place du géotextile, on a opté pour une colonne de section carrée. Les dispositifs annexes pour l'arrivée et le rejet de

l'eau sont prévus de manière à permettre un flux ascendant ou descendant, suivant le protocole expérimental.

Une rampe en tuyau PVC assure l'aération. L'air arrive dans la colonne par 25 trous de diamètre 1,2 mm, symétriquement répartis dans la section carrée de la colonne. Aucune précaution spéciale n'a été prise en ce qui concerne les orifices. Le débit de l'air est prévu pour une plage de valeurs de 0,3 à 3 Nm<sup>3</sup>/h, ce qui correspond à un rapport air/eau variant autour de 1.

Le lavage peut être effectué avec un débit d'eau allant jusqu'à 15 m<sup>3</sup>/h (vitesse : 60 m/h). Dans ce cas, le débit d'air peut atteindre environ 21 Nm<sup>3</sup>/h pour quelques secondes, ou la moitié pour des durées plus longues.

Le tableau 4 récapitule les capacités de la colonne.

Tableau 4. Caractéristiques et possibilités de fonctionnement du pilote d'épuration en lit immergé.

Flux	:	ascendant ou descendant
Volume utile	:	0,75 m <sup>3</sup>
Hauteur utile	:	3 mètres
Section carrée	:	0,48 x 0,48 cm <sup>2</sup>
Débit eau procédé	:	0,5 à 2,5 m <sup>3</sup> /h
Débit air procédé	:	0,3 à 3 Nm <sup>3</sup> /h
Débit eau lavage	:	jusqu'à 15 m <sup>3</sup> /h
Débit air lavage	:	21 Nm <sup>3</sup> /h (qqs secondes) ou < 10 Nm <sup>3</sup> /h. (qqs minutes)
Charge volumique appliquée	:	1 à 5 kg DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> ·j

D'un point de vue pratique, la colonne a été réalisée en trois morceaux, afin de faciliter les opérations. Trois hublots permettent l'accès au matériau de garnissage. Des piquages répartis sur différentes hauteurs servent aux prélèvements et à la mesure de la pression. Les piquages de prélèvements sont des tuyaux qui arrivent jusqu'au centre de la section transversale, afin d'obtenir une meilleure représentativité des échantillons. Le schéma général de l'installation du pilote et les détails de construction sont représentés figure 21, figure 22 et figure 23.

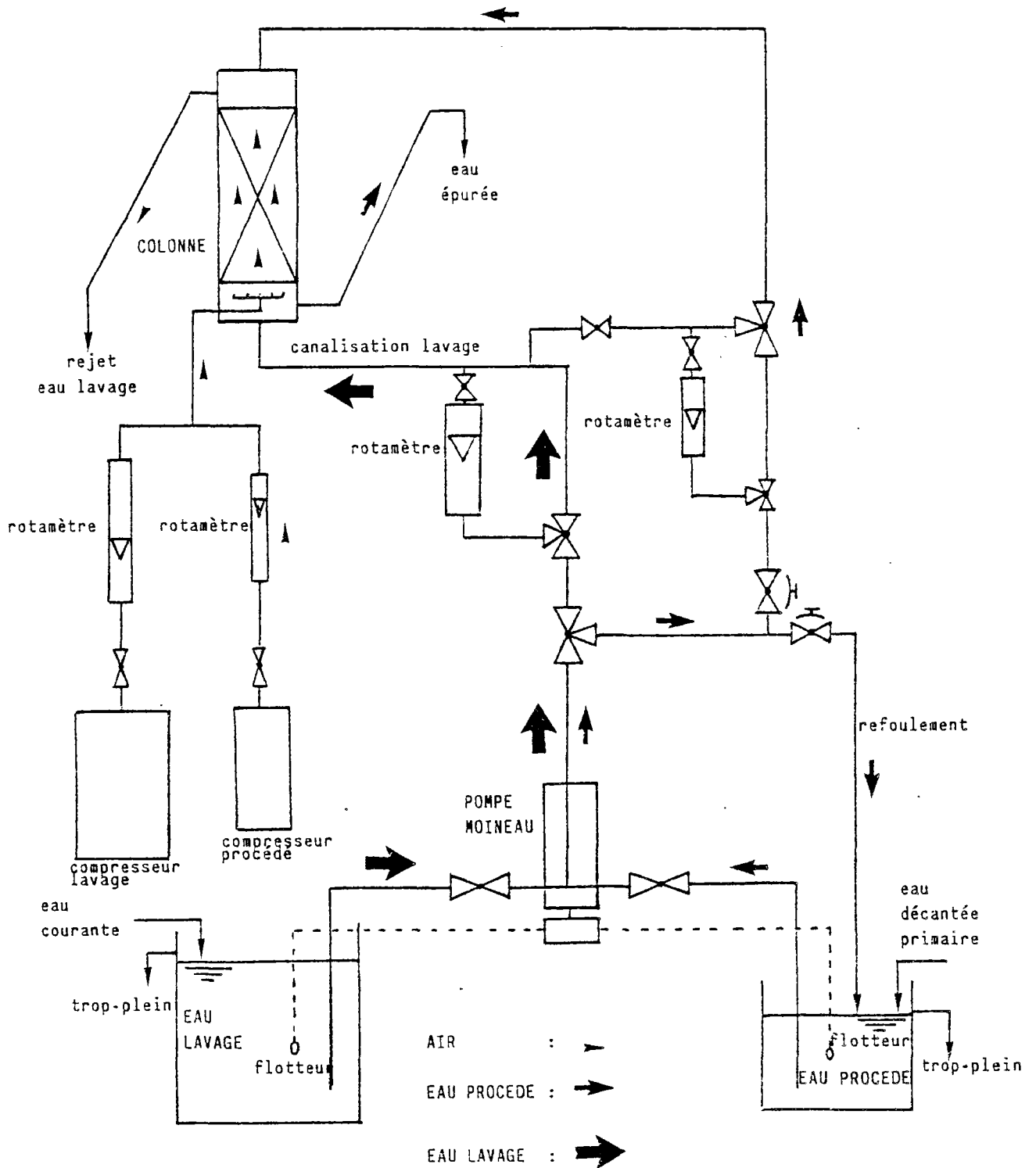


Figure 21. Plan du pilote pour les essais de l'ENKAMAT.

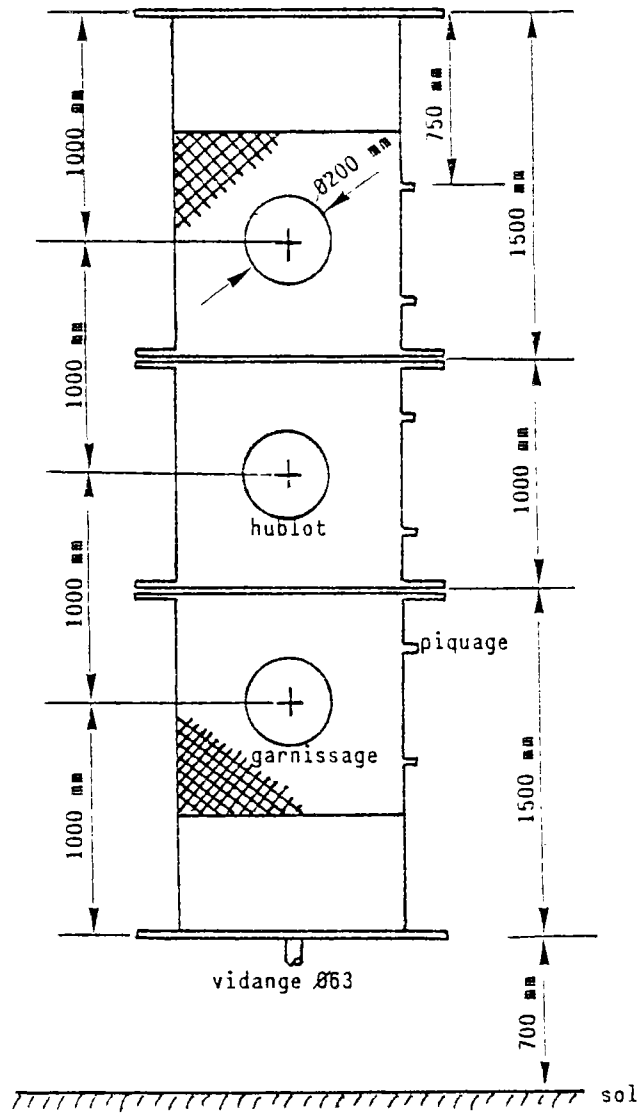


Figure 22. Colonne-réacteur d'épuration biologique.

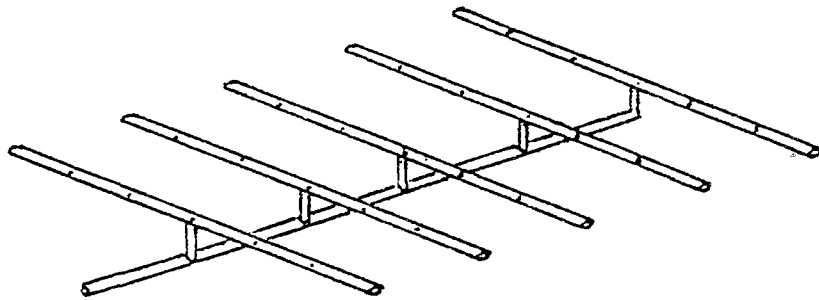


Figure 23. Dispositif d'aération par bullage.

Les toiles du géotextile sont suspendues verticalement dans la colonne, l'une à côté de l'autre, sans être compressées afin de faciliter le lavage, figure 24. Sur une profondeur de 0,48 m, on a rangé 24 nappes.

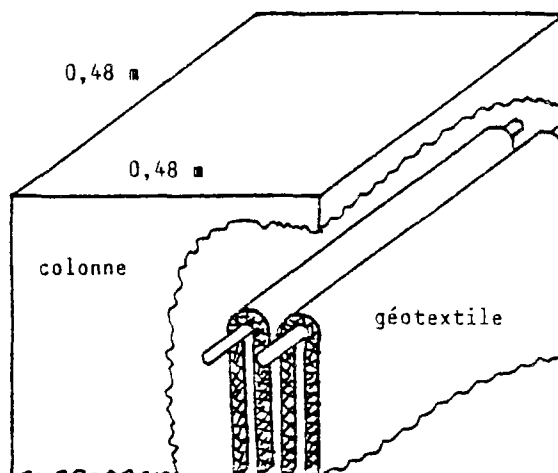


Figure 24. Arrangement du géotextile.

La superposition horizontale de plaques d'ENKAMAT a été rejetée car elle aurait présenté des problèmes d'entassement du matériau rempli de boue, surtout pendant les périodes de vidange du pilote.

La mesure des débits a été réalisée à l'aide de rotamètres d'une précision 1% du débit maximal + 3% de la valeur affichée. La lecture du débit de l'air a été corrigée en utilisant la formule suivante (94) :

$$Q_r = LV \cdot \left[ \frac{T_o P_r}{T_r P_o} \right]^{\frac{1}{2}} \quad [18]$$

où

$Q_r$  : Débit réel du gaz dans des conditions normales, ici 1 bar et 20°C ( $L^3T^{-1}$ )

$LV$  : Lecture de la valeur affichée sur le rotamètre ( $L^3T^{-1}$ )

$T_o$  : Température absolue normale en °K, ici 293°K (⊖)

$T_r$  : Température absolue d'utilisation du rotamètre (⊖)

$P_o$  : Pression normale, ici 1 bar ( $ML^{-1}T^{-2}$ )

$P_r$  : Pression réelle d'utilisation du rotamètre ( $ML^{-1}T^{-2}$ )

Il a été admis :  $T_r \approx 288^\circ K$



Par ailleurs :

$$P_r = [ \text{pression atmosphérique} ] + H + \Delta H$$

où

$H$  : Colonne d'eau au-dessus de la rampe d'aération, mH<sub>2</sub>O

$\Delta H$  : Perte de charge due aux orifices et aux canalisations, mH<sub>2</sub>O

La  $\Delta H$  est, en général, fonction du débit d'air. Pour les débits appliqués, la  $\Delta H$  est entre 2 et 4% de la  $H$ , figure 25.

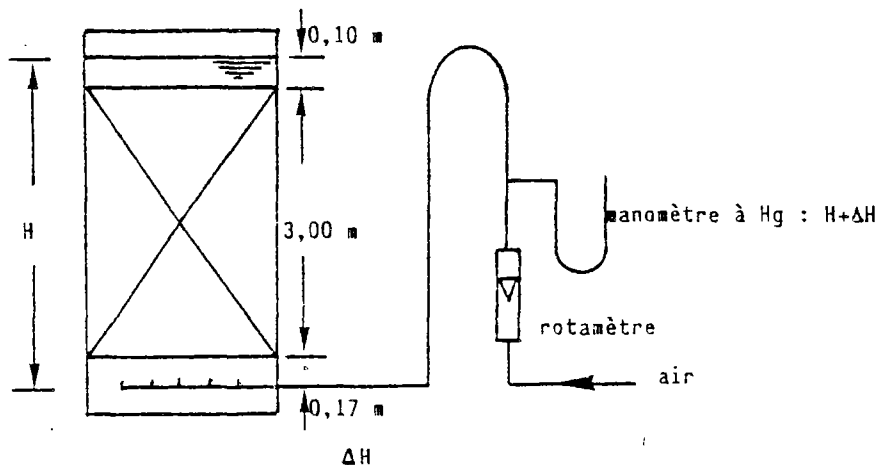


Figure 25. Schéma pour la correction de la lecture du rotamètre.

Ces valeurs ont été vérifiées par mesure directe à l'aide d'un manomètre à Hg. On a, donc, assigné une valeur constante à  $\Delta H$  :  $\Delta H = 0,02H$ , d'où  $P_r = 1 \text{ atm} + 3,27 \text{ mH}_2\text{O} + 0,02 \cdot 3,27 \text{ mH}_2\text{O} = 13,66 \text{ mH}_2\text{O}$ . L'équation [18] prend la forme utilisée pendant l'étude :

$$Q_r = 1,17 \text{ LV} \quad [19]$$

### 3.3.3. Méthodologie du suivi

Sur un pilote de taille industrielle, la maîtrise de toutes les conditions n'est pas une affaire aisée. Dans la pratique, on ne peut guère intervenir sur des paramètres comme la teneur en MES de l'eau usée, ou encore, la stabilité de la concentration de la pollution organique pendant la journée. En revanche, d'autres paramètres, comme le débit eau/air, sont commandés avec précision. De ce fait, le plan des expériences doit être souple, afin de rendre possible l'adaptation continue aux observations intermédiaires, et étendu, pour combler les lacunes de la maîtrise médiocre.

La charge volumique minimale qui est admise, 1,2 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.j, constitue le point de départ d'une recherche qui a pour but de détecter les limites supérieures du pilote en répondant aux questions :

- Quelles sont les conditions opératoires qui rendent possible le bon fonctionnement pour une certaine charge volumique appliquée ? (Question technique).
- Par quels mécanismes le système parvient-il à épurer ? (Question scientifique).
- Comment optimiser les performances en agissant sur les différents paramètres ? (Question de l'ingénieur).

Rappelons que le pilote fonctionne par cycles. Deux cycles sont séparés d'un lavage. La durée du cycle est liée à l'obtention d'un niveau de qualité admis à la sortie (MES  $\leq$  30 mg/l, DBO<sub>5</sub>  $\leq$  30 mg/l, DCO  $\leq$  90 mg/l, valeurs moyennes sur 24 heures).

### 3.3.3.1. Mesures régulières

Des valeurs moyennes sur 24 heures sont utilisées pour exprimer la qualité de l'eau, à cause des variations importantes observées au cours de la journée. Le suivi quotidien consiste à mesurer à l'entrée et à la sortie du pilote les :

- DCO totale
- DCO filtrée
- DBO<sub>5</sub> totale
- DBO<sub>5</sub> filtrée
- MES
- MVS
- température (à la sortie)
- pertes de charge (sur toute la hauteur de la colonne)

Les DCO et DBO<sub>5</sub> filtrées sont obtenues par analyse après filtration de l'échantillon sur papier filtre ordinaire ( $\phi \approx 10 \mu$ ). Ainsi des bactéries isolées, des germes et de petites particules ne sont pas retenus. Toutefois, on a vérifié expérimentalement que l'eau filtrée contenait moins de 1% des MES initiales, ce qui permet de considérer l'eau filtrée comme exempte de la totalité de la pollution particulaire.

La pollution particulaire exprimée en DBO<sub>5</sub> ou en DCO, est calculée comme la différence de la pollution totale moins la pollution filtrée. Des méthodes spécifiques pour la détermination du carbone organique particulaire, commentées par NAKAJIMA (95), n'ont pas été appliquées parce que leur interprétation n'est pas facile et le temps à consacrer est important.

L'échantillon moyen sur 24 heures était composé par mélange du contenu des 24 bouteilles d'un préleveur automatique. Chaque bouteille individuelle était remplie au total de 200 ml d'eau récupérée par 5 prélèvements répartis sur 1 heure. La décomposition de l'échantillonnage en 24 flacons procure une certaine connaissance sur la nature et le temps des avatars techniques qui ont eu lieu pendant l'absence de l'expérimentateur : coupure d'électricité, surcharge de l'eau décantée primaire par déversement des boues dans le décanteur... Il est possible que des incidents pareils aient une influence sur le fonctionnement du pilote.

Un décalage temporel entre les prélèvements ponctuels, respectivement à l'entrée et à la sortie du pilote, est prévu en fonction du temps de séjour dans le réacteur.

Le pH dans la colonne et l'oxygène dissous ont également été suivis (pour l'oxygène dissous se référer § 3.3.6.).

Des analyses de l'azote ammoniacal, de l'azote Kjeldahl, des nitrates, des nitrites et du phosphore total, à l'entrée et à la sortie du pilote, ont occasionnellement été effectuées.

### 3.3.3.2. Plan des expériences et variation des différents paramètres

Pour un dispositif expérimental donné, dimensionné selon les raisonnements du chapitre 3.3.2., le comportement épuratoire ne peut être escompté que vaguement : il doit se situer entre celui des lits immergés non-granulaires et des filtres biologiques. Ce fait conduit, dans une première phase, à l'approche de la "boîte noire".

Les paramètres opératoires sont distingués en deux catégories :

#### Entrée

##### Paramètres dépendant du choix de l'expérimentateur

- Sens de l'écoulement
- Débit eau
- Débit air
- Lavage de la biomasse en excès.

##### Paramètres déterminés par les contraintes techniques

- Pollution particulaire
- Pollution dissoute\* (organique)
- Température
- Formes d'azote

\* La pollution dissoute est un paramètre incontrôlable en ce qui concerne ses variations. Par contre, son niveau peut subir une augmentation en dopant l'effluent avec une substance appropriée.

#### Sortie

- Pollution particulaire
- Pollution dissoute (organique)
- Teneur en oxygène
- Formes d'azote

Un sens d'écoulement descendant a été choisi dans l'espoir de favoriser une nitrification proche des orifices d'aération, avant la sortie de l'eau au bas du réacteur. Nous aurions aussi souhaité tester le flux ascendant, ce qui n'a pas été réalisé en raison de la grande durée des expériences.

On a commencé le fonctionnement du pilote avec un débit d'eau 0,5 m<sup>3</sup>/h, qui correspondait à 1,2 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.j près. On a augmenté la charge volumique appliquée de deux façons, tableau 5 : en augmentant le débit à

1,0, 1,5 et 2,0 m<sup>3</sup>/h ; en dopant l'effluent avec un extrait de viande (VIANDOX). Le VIANDOX a primé plutôt qu'une autre possibilité (ex. extraits de lait, glucose...) parce qu'il est une substance nutritivement équilibrée, il se conserve à température ambiante, il ne demande pas de préparation spéciale et il est concentré en pollution organique (il suffit 1:1000 dans l'eau pour obtenir le niveau de pollution d'une eau usée urbaine).

Tableau 5. Débits d'eau et concentrations étudiés.

B \ A	55-95	95-120	120-135	135-220	220-330	330-425	425-485
0,5		+	+	+	+	+	+
1,0	+	+	+	+			
1,5			+	+		+	
2,0				+			

A : Débit eau, m<sup>3</sup>/h.

B : Concentration DCO à l'entrée du réacteur, mg/l.

Le débit d'air a été fixé à 1,17 Nm<sup>3</sup>/h, soit un rapport initial air/eau  $\approx$  2. Les conditions d'aération n'ont pas varié pendant presque tous les essais, afin d'éliminer une variable et de faciliter l'interprétation des résultats. D'ailleurs, la concentration en O<sub>2</sub> dissous dans la colonne n'est, à aucun instant, tombée systématiquement au-dessous de 2 mg/l. Deux expériences, pourtant, ont été menées à un débit d'air supérieur et inférieur à 1,17 Nm<sup>3</sup>/h.

Les manipulations spécifiques sont décrites par la suite.

### 3.3.4. Lavage du massif épuratoire afin d'éliminer la biomasse en excès

Les implications du lavage sont discutées ultérieurement. Ici, on décrit seulement le mode opératoire.

Le lavage s'effectue à co-courant air/eau. L'eau du robinet est utilisée pendant cette opération, à la place de l'eau épurée, pour des raisons pratiques. Il a été observé que ce fait n'avait pas d'incidence sur la reprise rapide de l'efficacité du traitement.

Après trois lavages de "tâtonnement", on s'est fixé un mode opératoire manuel qui se décomposait selon les phases suivantes :

- Au temps 0, sans vider le pilote, brusque envoi d'air pendant à peu près 3 mn pour décrocher la biomasse en excès. En raison de la puissance du compresseur, le débit tombait de 21 Nm<sup>3</sup>/h à 10 Nm<sup>3</sup>/h où il se stabilisait.

- Au temps 1 mn, mise en route de la pompe à eau. Passage de 14 m<sup>3</sup>/h pendant environ 4 mn afin d'augmenter le brassage et d'entraîner en dehors de la colonne les matières décrochées.
- Arrêt de 2-3 mn pour le remplissage complet de la cuve du compresseur.
- Répétition des trois phases cinq fois.
- Vidage complet de la colonne.

A partir de la 14ème séance, le lavage est automatisé (annexe 4). La durée des phases précédentes est divisée presque par deux, et la répétition a lieu dix fois :

Temps	Opération
0 mn	envoi d'air
0,5 mn	envoi d'eau (14m <sup>3</sup> /h)
1 mn	arrêt air
2,5 mn	arrêt eau
4 mn	fin cycle

Répétition : 10 fois

On a respecté le volume total d'eau, utilisé lors du mode manuel. Par contre, le temps total de passage d'air a été diminué, parce qu'on avait remarqué que c'était surtout le brusque démarrage de l'aération à 21 Nm<sup>3</sup>/h qui provoquait un décrochage efficace.

Le paramètre "lavage" est resté plus ou moins constant lors des essais, dans le but d'éliminer encore une variable. Une optimisation méthodique requiert un travail à part de plusieurs mois.

### 3.3.5. Caractérisation de l'écoulement par traçage

Les principes théoriques sont présentés au § 1.6. L'objectif réside dans l'obtention, par traçage, de la distribution du temps de séjour qui illustre le modèle d'écoulement, détermine le temps de séjour moyen et indique le volume occupé par la biomasse.

Divers traçeurs sont proposés dans la littérature pour étudier l'écoulement de l'eau. VOSSOUGH et al. (96) injectent du bleu de bromocrésol et mesurent la densité optique de l'effluent à 540 nm. Or, la mesure devient délicate lorsque l'eau a une coloration due à la charge polluante résiduelle. GRAY (97) compare le chlorure de sodium avec les traçeurs radioactifs dont l'utilisation renferme des inconvénients manifestes. Un simple suivi de la conductivité est demandé dans le cas du NaCl. Cependant, lors de nos essais préliminaires, les grandes quantités de sel et d'eau de dilution exigées, ont été dissuasives pour une utilisation ultérieure. En outre, il n'est pas certain que la microfaune n'en subisse pas un choc.

Pour le traçage du pilote, nous avons préféré le chlorure de lithium. Les avantages sont : son absence dans les eaux usées urbaines ; sa toxicité

nulle aux concentrations appliquées ; l'utilisation de très petites quantités conjointement avec une analyse chimique simple et sensible (98).

Le dosage du lithium s'effectue par spectrométrie d'émission de flamme. Le spectromètre est le modèle 2380 0060-0255 de Perkin-Elmer. Les caractéristiques de la méthode sont :

- Radiation : 670,8 nm
- Largeur de fente : 200  $\mu$ m
- Flamme : Air/C<sub>2</sub>H<sub>2</sub> oxydante
- Sensibilité : 0,5-1 ppb Li
- Gamme étalonnage : 0 à 1 mg Li/l

Tous les échantillons (blanc compris) sont tamponnés d'un volume égal de solution de chlorure de potassium qui a une concentration de 2 g de K/l. Le potassium empêche l'ionisation du lithium.

Quatorze traçages en eau propre ont précédé le passage des eaux usées. Des injections-échelons ont été réalisées à partir des solutions mères de concentrations variées (de 0,3 à 1,7 g Li/l). Les cas étudiés sont :

#### Eau propre

Débit eau (m <sup>3</sup> /h)	Débit air (Nm <sup>3</sup> /h)			
0,4	sans aération	-	-	-
1,1	sans aération	-	-	-
1,8	sans aération	1,8	2,3	2,9
2,5	sans aération	-	-	-

une fois pour flux ascendant et une fois pour flux descendant.

Trois traçages par injection-impulsion de  $\approx$  0,5 g Li ont été effectués pendant le fonctionnement normal du réacteur en présence de biomasse et en fin de chaque cycle :

#### Fonctionnement normal

Débit eau m <sup>3</sup> /h	Débit air Nm <sup>3</sup> /h	Cycle
0,5	1,17	2ème
1,0	1,17	10ème
0,5	1,17	30ème

### 3.3.6. Mesure directe du transfert d'oxygène

Les objectifs finals de cette manipulation consistent à estimer la consommation d'oxygène pour l'épuration, à calculer le coefficient de transfert K<sub>La</sub> de l'équation [17] et à évaluer le rendement d'utilisation de l'air insufflé.

Le débit d'air passant à travers l'installation étant connu, l'enregistrement de la composition en oxygène de l'air à l'entrée et à la sortie du pilote, ainsi que l'enregistrement de la concentration d'oxygène dissous dans le pilote, fournissent un bilan matière complet pour les calculs souhaités (99). Cette démarche présente l'avantage de permettre la mesure dans les conditions de fonctionnement normales du pilote, elle est donc directe et ne nécessite pas d'interprétation.

### 3.3.6.1. Analyse des gaz à l'entrée et à la sortie du pilote

La méthode d'analyse des gaz utilisée dans cette étude est la chromatographie en phase gazeuse.

L'appareil qui a servi pour l'analyse est un chromatographe IGC 10M INTERSMAT. Il est relié à un intégrateur-enregistreur-calculateur ICR 1B. Ses parties fondamentales sont (figure 26) :

- Deux colonnes montées en série : un Porapak Q80/100 en inox, diamètre 1/8", longueur 2. m, pour la séparation du CO<sub>2</sub> ; un tamis moléculaire 5 A en inox, diamètre 1/4", longueur 2 m. pour la séparation des gaz O<sub>2</sub>, N<sub>2</sub> et éventuellement CH<sub>4</sub>.
- Un détecteur par conductibilité thermique équipé de quatre filaments WX.
- Un régulateur de température, de pression et de courant.

Conditions de l'analyse :

- |  |   |         |
|--|---|---------|
| - Gaz vecteur                                | : | Hélium  |
| - Pression du gaz à l'amont des colonnes     | : | 1,6 bar |
| - Débit du gaz vecteur en sortie de colonnes | : | 2 l/h   |
| - Température du four                        | : | 60°C    |
| - Courant dans le catharomètre               | : | 180 mA  |
| - Volume de l'échantillon injecté            | : | 0,25 ml |
| - Durée totale de l'analyse                  | : | 10 mn   |

L'étalonnage est effectué à l'aide d'un mélange de teneur en CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> et N<sub>2</sub> 3% ± 0,06% , 19% ± 0,4% et 78% ± 0,46% respectivement. La relation entre la concentration de chaque gaz et le signal électrique du détecteur est linéaire pour les mélanges analysés. L'ICR 1B possède en mémoire un programme d'intégration de base. Il peut effectuer les calculs des concentrations relatives aux pics, les concentrations de l'étalon étant programmées auparavant. L'enregistreur fournit les résultats en pourcentage du volume total.

Le prélèvement des gaz s'effectue dans des tubes de verre sous vide. Il s'agit de matériel utilisé originellement pour le prélèvement de sang : Tubes VENOJECT de 5 ml, sans additif.

Mode de prélèvement de l'air à la sortie du pilote (figure 27) :

- Une heure avant le prélèvement, on ferme le trop-plein de sécurité. La seule sortie des gaz est un trou de  $\varnothing$  8 mm. Ainsi est assurée la représentativité du contenu de la partie haute de la colonne.

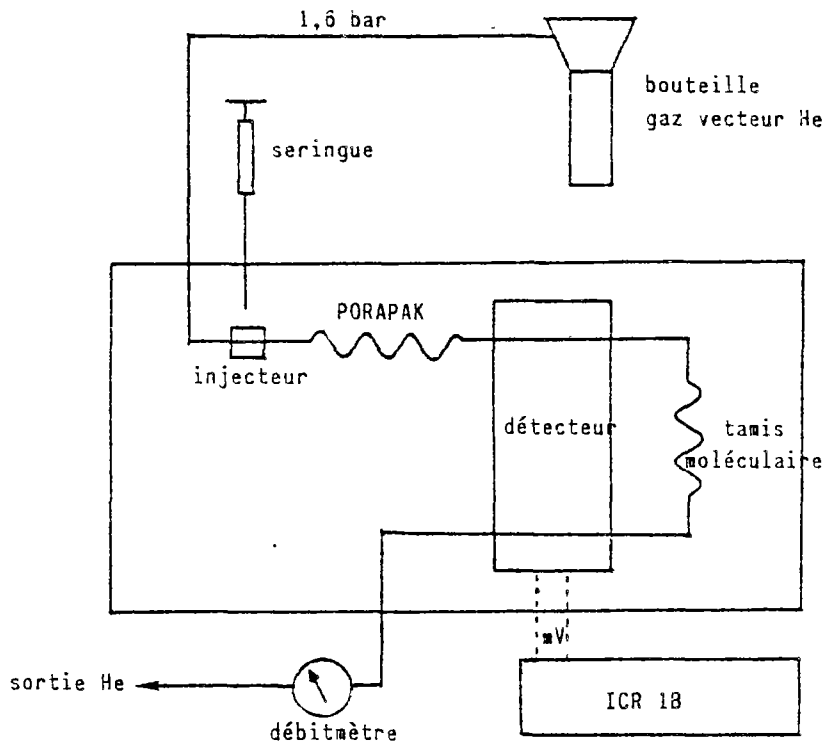


Figure 26. Montage du chromatographe.

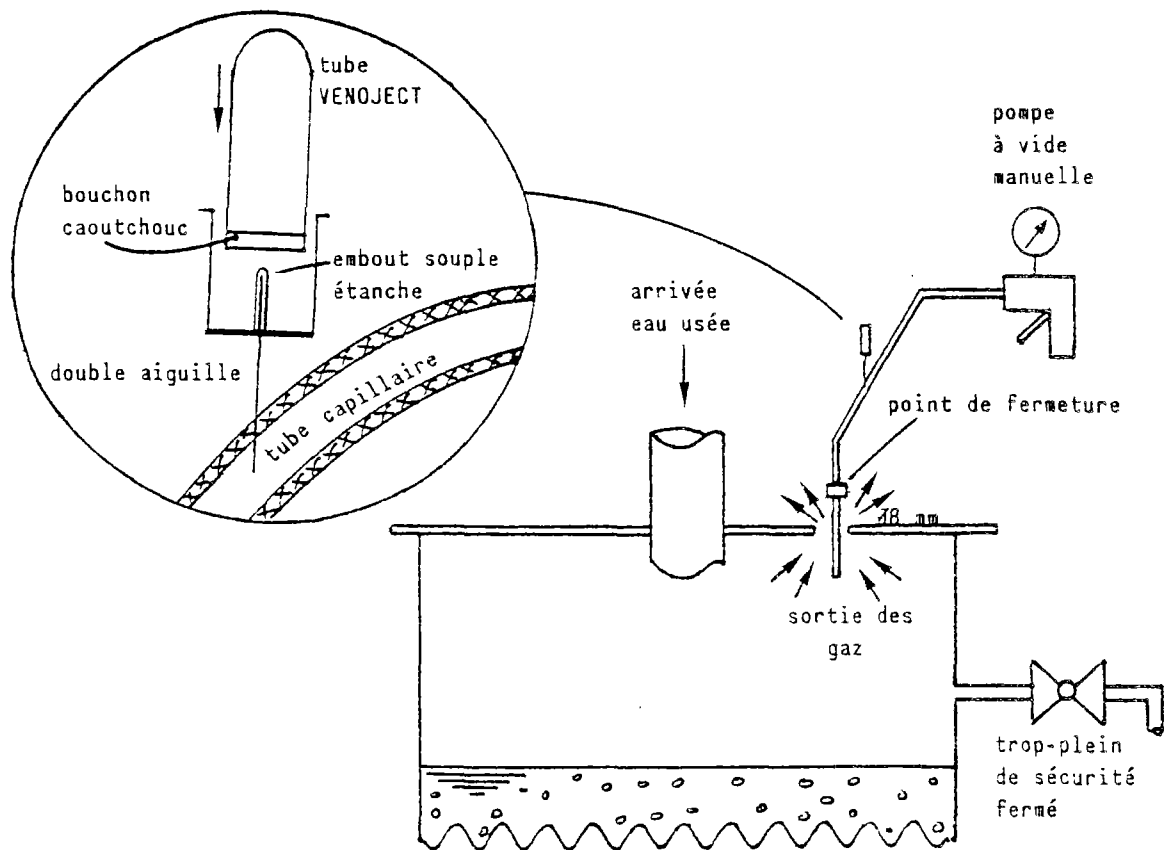


Figure 27. Prélèvement des gaz à la sortie du pilote.



- Un tube capillaire souple ( $\varnothing$  intérieur 2 mm) est relié avec une pompe à vide manuelle. A peu près 10 cm s'insèrent dans la colonne par le trou du couvercle et 50 cm se trouvent à l'extérieur.
- On presse le capillaire sur le point de fermeture situé au niveau du trou et on crée le vide. En lâchant le point de fermeture, on force l'admission des gaz de la colonne dans le capillaire. Cette opération est répétée cinq fois pour évacuer tout l'air contenu dans le tube souple avant son insertion dans le pilote.
- Quand le tube capillaire est rempli des gaz qu'on veut prélever, on enfonce le tube VENOJECT à l'extrémité libre d'une double aiguille qui communique avec l'intérieur du capillaire. L'étanchéité au niveau de la double aiguille se fait par un embout élastique souple qui s'écarte lors de l'enfoncement du tube VENOJECT.

Les échantillons ainsi prélevés sont injectés tout de suite après dans le chromatographe, à l'aide d'une seringue spécifique de 0,25 ml.

Le prélèvement de l'air qui entre dans la colonne s'effectue à proximité du compresseur, dans l'atmosphère libre.

La précision totale de la mesure est difficile à apprécier car il s'agit de plusieurs manipulations parfois non-reproductibles. A cause de la sous-pression qui est créée par chaque prélèvement dans le tube de verre, on ne peut pas effectuer plus d'une analyse de chaque échantillon sans introduire une erreur supplémentaire.

A titre indicatif : la répétition de 20 injections de l'étalon a produit un écart-type pour le  $\text{CO}_2$  inférieur de 0,5% à la moyenne. Par contre, la contamination du contenu des tubes de verre pendant les quelques dizaines de minutes qui précèdent l'injection, est plus importante.

Une différence d'environ 20% a été observée sur la concentration du  $\text{CO}_2$  de mélanges analysés 24 h après leur prélèvement. En effet, la teneur du  $\text{CO}_2$  dans les tubes VENOJECT tend vers celle du  $\text{CO}_2$  dans l'air. On a donc estimé que l'injection immédiate (délai : 10 à 30 mn) ne devait pas introduire d'erreur supérieure à 0,5%.

Les erreurs précédentes sont considérées comme minimales, comparées avec la précision de mesure du débit d'air intervenant dans le calcul du bilan matière. Le débit d'air ( $1,17 \text{ Nm}^3/\text{h}$ ) est indiqué par le rotamètre avec une précision de l'ordre de 5,5%. Ce chiffre excède de loin et masque les valeurs susmentionnées, c'est pourquoi nous avons pensé qu'une étude plus approfondie sur la question s'avèrerait dépourvue d'objet concret.

### 3.3.6.2. Suivi de l'oxygène dissous

Le suivi de l'oxygène dissous dans la colonne complète le bilan matière relatif à l'étude du transfert d'oxygène.

Un oxymètre SCHOTT CG 867, équipé d'une sonde platine/argent, est utilisé pour les mesures. Des échantillons sont prélevés par les six piquages repartis sur la hauteur de la colonne et, en plus, dans la cuve d'arrivée

d'eau décantée primaire. L'eau est récupérée dans des fioles coniques de 300 ml contenant déjà 6 ml d'une solution inhibitrice à la respiration bactérienne (annexe 5). On mesure la teneur de l'eau en oxygène et la température de chaque échantillon.

### 3.3.7. Turbidimétrie

Le procédé d'épuration proposé dans notre étude fonctionne par cycles (se référer § 3.4.2.). Par conséquent, il est indispensable de disposer d'un paramètre de commande, facile à mesurer, procurant une réponse immédiate, si possible en continu. Dans cette optique, un appareil SIGRIST KTJ 25 est utilisé pour la mesure de la turbidité de l'effluent à la sortie du pilote.

La turbidité d'un liquide est due à la diffusion de la lumière par les corps solides ou liquides sous forme non dissoute ou en suspension, dans toutes les directions. Le photomètre SIGRIST utilise, comme mesure de turbidité, la lumière d'un faisceau lumineux, diffusée à 25° par l'effluent (figure 28).

Le miroir oscillant (FS) effectue un mouvement oscillant entre les positions M et V. Le rayon (SM) diffusé par l'échantillon P et le rayon de comparaison (SV) traversant le standard de turbidité R qui sert à l'étalonnage automatique, tombent sur le miroir oscillant. Ainsi, la lumière diffusée par l'échantillon et celle du standard de turbidité s'unissent directement sur la cellule photoélectrique. Des intensités lumineuses de même grandeur engendrent un courant continu pur, des intensités différentes produisent un courant pulsé. Le courant pulsé est traité par le circuit électrique E, il agit ensuite sur l'atténuateur de lumière D. Le rayon de comparaison est alors atténué jusqu'à la disparition de la pulsation du courant photoélectrique. La valeur de la turbidité de l'échantillon est alors égale à la valeur propre du standard de turbidité, multipliée par le facteur de réduction affiché (pourcentage de transparence) sur l'atténuateur de lumière.

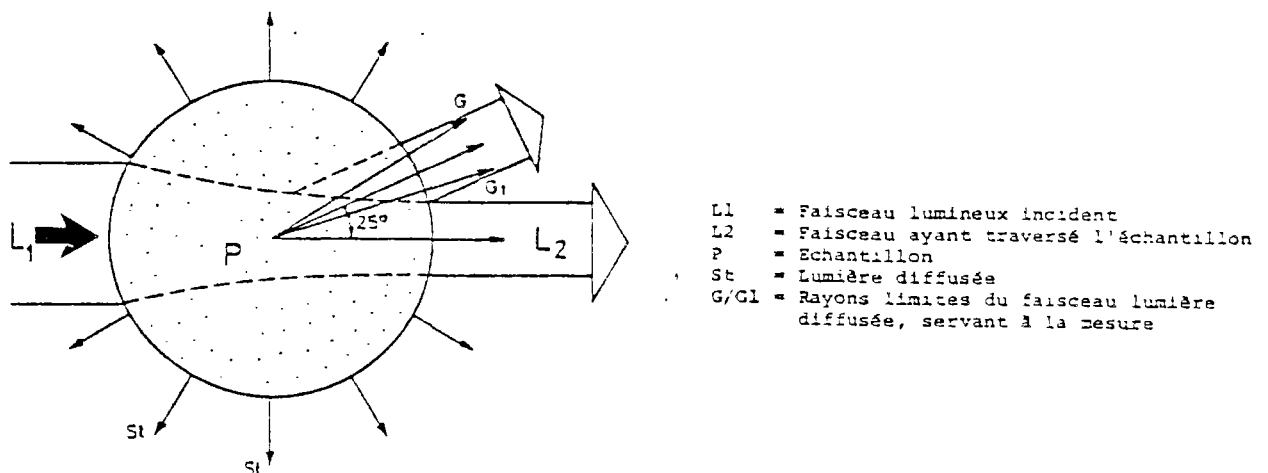


Figure 28. Principe de mesure de la turbidité.

La figure 29 représente la façon dont l'appareil effectue la mesure.

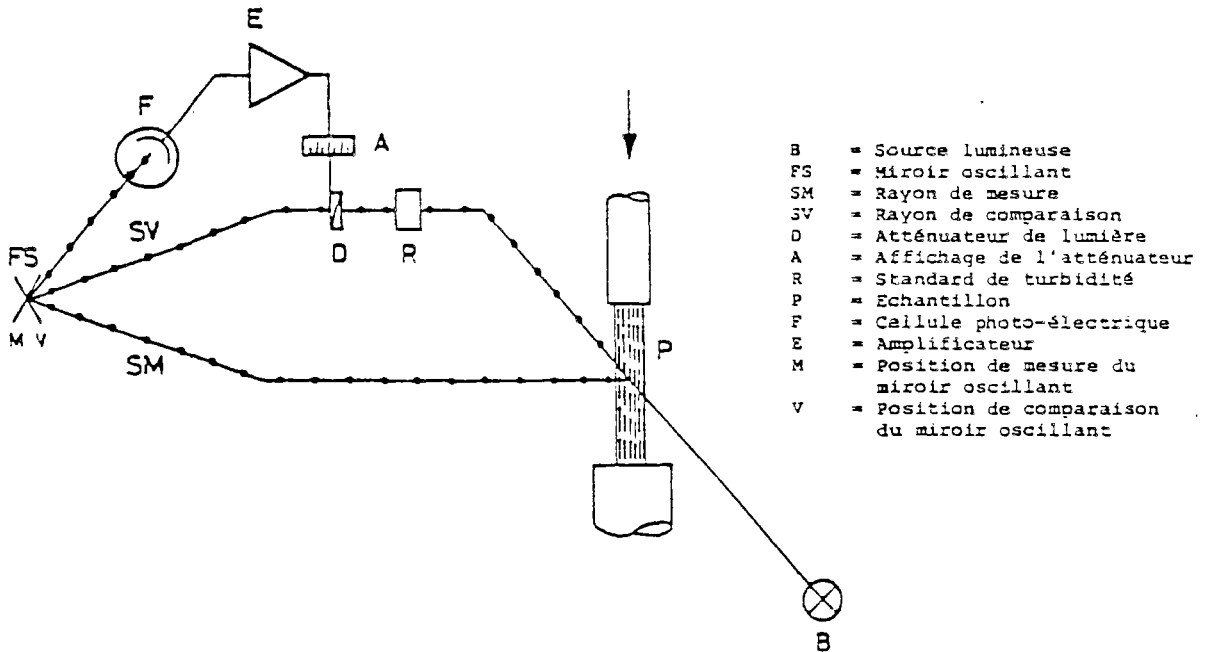


Figure 29. Principaux composants du turbidimètre.

La plage des valeurs mesurées est 0 - 500 ppm SiO<sub>2</sub>. La reproductibilité de l'appareil est, selon le constructeur, 5%.

La cellule de mesure doit être traversée par un filet d'effluent en écoulement gravitaire, de débit compris dans une fourchette étroite. Un dispositif spécifique a été fabriqué à cette fin, figure 30.

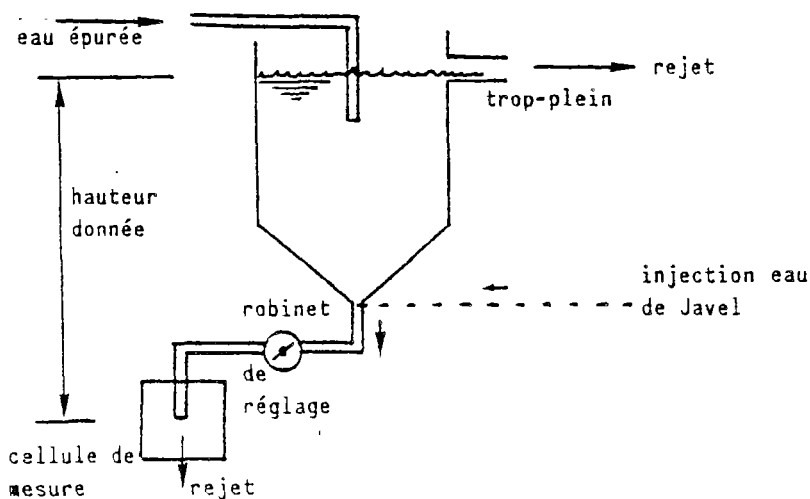


Figure 30. Dispositif pour la déviation d'une partie d'effluent vers le turbidimètre.

La colonisation bactérienne, dans le tuyau fin reliant la cuve de rétention avec le turbidimètre, est évitée en injectant, à l'aide d'un goutte-à-goutte, une solution d'eau de javel.

Les valeurs de turbidité sont enregistrées en continu, sur papier. Elles sont corrélées avec la teneur en MES mesurée sur des prélèvements ponctuels.

### 3.3.8. Essais sur l'insufflation d'air dans le réacteur

Ces essais sont loin d'être exhaustifs ; ils constituent seulement le commencement des recherches autonomes. En premier lieu, ils répondent au besoin de définir les conditions optimales d'aération. Deuxièmement, des expériences sur l'aération peuvent éclairer certains mécanismes épuratoires du procédé utilisé, notamment le rôle respectif du brassage par le mouvement des bulles d'air, sur les échanges de substrats et sur le décrochage de biomasse.

Bien que le débit d'air ait, en général, été maintenu constant (1,17 Nm<sup>3</sup>/h) lors de l'étude, deux cycles ont été menés à des débits différents : 0,82 Nm<sup>3</sup>/h et 1,76 Nm<sup>3</sup>/h.

En outre, l'évolution des MES et MVS à la sortie du pilote a été suivie pendant un certain temps, après avoir arrêté l'insufflation d'air dans la colonne. Les échantillons analysés ont été prélevés toutes les cinq minutes.

### 3.3.9. Accumulation de la biomasse fixée

Le chercheur dispose d'une panoplie de mesures, plus ou moins fiables, pour l'estimation de l'accumulation de biomasse (100, 101). Les méthodes directes sont basées sur le prélèvement d'une quantité de matériau support et ensuite l'analyse de la biomasse fixée. Elles sont surtout appliquées, pour des raisons pratiques, dans le cas des matériaux en vrac (gravier, grains, anneaux etc...).

Une méthode indirecte utilise une sonde à neutrons qui détecte les atomes d'hydrogène. Puisque le biofilm est principalement formé d'eau (>90%), la sonde peut être étalonnée de façon à mesurer indirectement la quantité de film biologique. En raison de la configuration du géotextile dans la colonne, l'introduction de la sonde à neutrons n'est pas réalisable.

Les trois hublots du pilote ont été prévus afin de faciliter l'accès au géotextile. Au début de l'expérience, la biomasse a été pesée sur des échantillons prélevés du matériau au niveau des hublots. Ces prélèvements étaient cependant peu représentatifs, car les morceaux de géotextile enlevés étaient trop petits et se situaient contre la paroi. La méthode a été abandonnée.

Finalement, on a été limité à l'estimation des matières décrochées lors du lavage. On a procédé de la façon suivante :

- Un prélèvement de 500 ml était effectué au milieu de chaque cycle de lavage (se référer § 3.3.4.), sur l'eau qui sortait du pilote.
- En tenant compte du débit d'eau et de la teneur en MES, la totalité des matières décrochées pendant le lavage était calculée.

### 3.4. Résultats et Discussion

#### 3.4.1. Présentation générale des résultats

Les résultats sont présentés par cycle, tableau 6, 6a et 7 (annexe 6). Deux cycles sont séparés par un lavage, tel qu'il a été décrit § 3.3.4.

<u>N° Cycle</u>	<u>Remarques</u>
1	La durée du premier cycle comprend le temps d'ensemencement qui ne peut être estimé avec précision ; c'est pourquoi les résultats sont difficilement exploitables.
2	Le deuxième cycle est prolongé au-delà du niveau de qualité admis. L'eau épurée de la colonne est traitée dans un petit décanteur posé à l'aval du pilote. Les résultats de la sortie se rapportent à l'eau clarifiée.
5	On y trouve un seul prélèvement à cause de problèmes techniques.
7-10	Il s'agit de la période estivale. La pollution organique de l'eau usée est réduite. Ainsi, le doublement du débit n'augmente pas pour autant la charge volumique.
11-13	L'eau décantée primaire est <u>dopée avec du VIANDOX</u> avant d'entrer dans le réacteur.
24	Essai d'aération réduite à 0,82 Nm <sup>3</sup> /h.
27	En raison d'une période de crue, la Seine inonde le décanteur primaire et l'eau qui arrive au pilote provient du fleuve et est particulièrement peu chargée.
28	<u>Dopage avec du VIANDOX.</u>
31	Essai d'aération augmentée à 1,76 Nm <sup>3</sup> /h.

Le pH mesuré à la sortie du pilote est compris entre 7,4 et 7,6. La teneur en oxygène dissous est présentée chapitre 3.4.4.1.

#### 3.4.2. Définition du cycle de fonctionnement

Pendant le premier et le deuxième essai, on a remarqué l'existence d'une période de quelques journées où l'effluent, à la sortie du pilote, était limpide et propre. Ce fait permettrait la suppression du clarificateur à l'aval du réacteur et impliquerait des économies importantes. Il a donc été décidé de faire fonctionner le pilote par cycles, entrecoupés d'un lavage.

Ainsi, la première définition du cycle de fonctionnement est-elle pragmatique : on appelle cycle la période pendant laquelle le pilote fournit

une eau d'un niveau de rejet e, (norme française, circulaire du 4.11.1980, MES  $\leq 30$  mg/l, DBO<sub>5</sub>  $\leq 30$  mg/l, DCO  $\leq 90$  mg/l, en valeurs moyennes sur 24 h). Après un lavage tel qu'il est appliqué, la reprise de la capacité épuratrice est presque immédiate, assurée par la biomasse qui n'est pas décrochée.

Une autre observation porte sur les MES. Dans un "cycle", la concentration de MES à la sortie varie peu. Une brusque augmentation de la charge particulaire de l'eau épurée, délimite la fin du "cycle", ex. cycles N° 1, 15, 16, 22. Les MES se présentent alors en forme d'amas qui se révèlent filamenteux sous le microscope, figure 31.

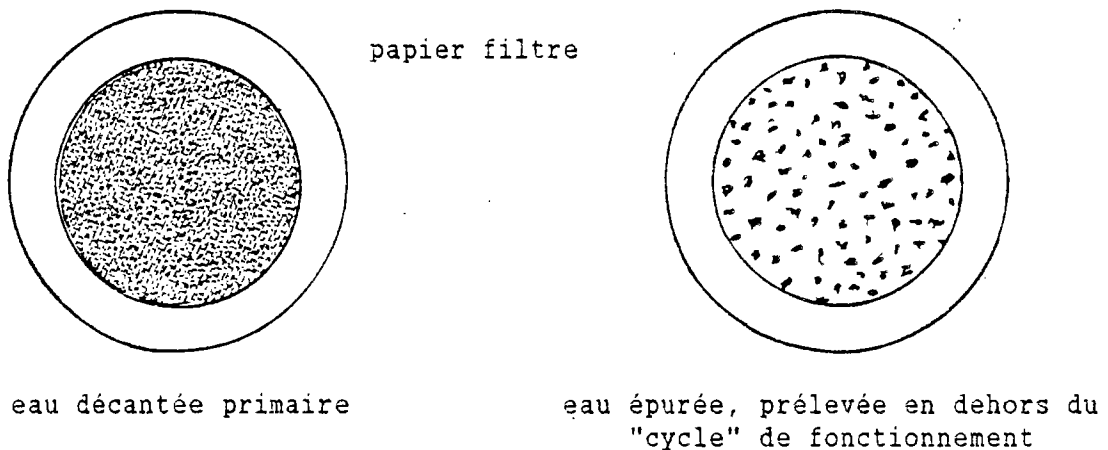


Figure 31. Aspect des papiers filtres après le passage de deux effluents différents.

Ces phénomènes indiquent l'existence de deux phases régies par des mécanismes différents. Désormais, elles seront appelées respectivement : phase A dans le "cycle", phase B hors "cycle".

La dégradation soudaine de la qualité de l'effluent concerne surtout la charge particulaire, c'est pourquoi il est souhaitable d'observer la variation du rapport pollution dissoute sur pollution particulaire (DCO filtrée/MES) à la sortie du réacteur pendant les phases A et B. La variable qui définit le mieux les deux phases, sont les MES à l'aval du pilote. Les constatations précédentes incitent à tracer le graphique, figure 32.

Remarques sur la figure 32 :

1. Le critère pour le choix des cycles utilisés afin de tracer le graphique, est l'existence de deux périodes entre deux lavages, dont la première est caractérisée par une concentration de MES à la sortie qui est inférieure au niveau admis partout dans cette étude, 30 mg MES/l (ou elle le dépasse de peu, comme au cycle N° 20), la seconde période manifestant une concentration de MES nettement supérieure à ce niveau. Par ailleurs, seuls les cycles qui ont fonctionné avec le même débit d'air sont inclus (tableau 8).

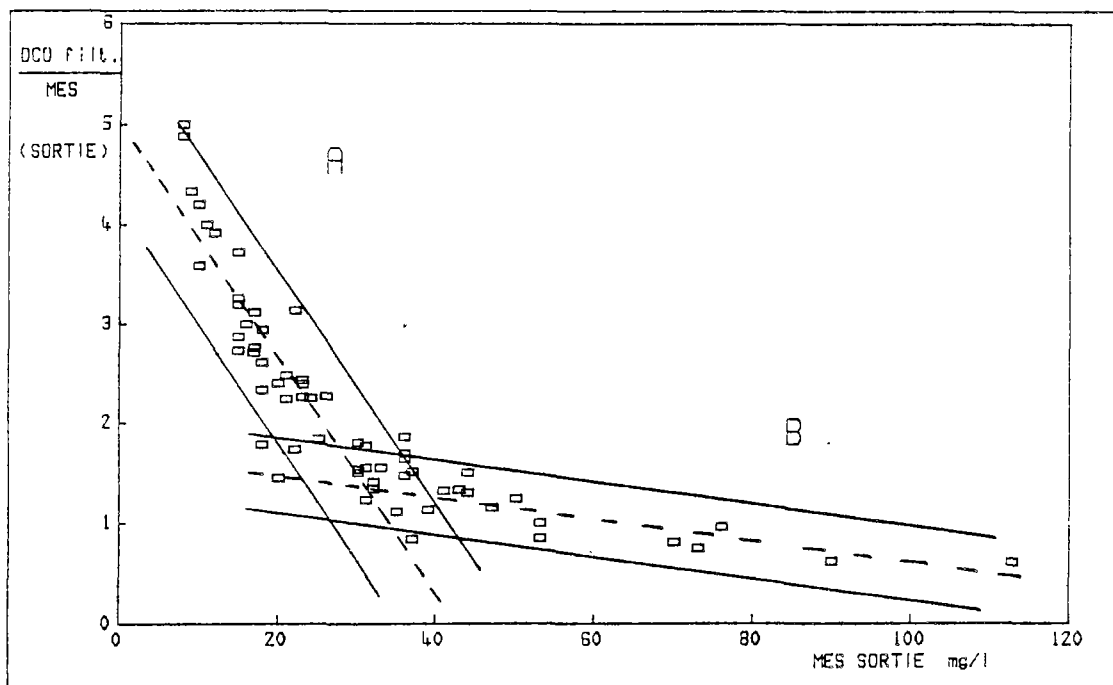


Figure 32. Taux de la pollution dissoute par unité de pollution particulaire, en fonction de la pollution particulaire, à la sortie du pilote.

2. Il ne faut pas considérer le graphique comme évolution chronologique de la concentration de MES à la sortie, car cette évolution n'est pas une fonction strictement croissante. Le seul objectif est d'illustrer de façon explicite, en les quantifiant, deux comportements différents qui se manifestent par deux groupements distincts de points.
3. Pour tracer la droite de régression A, on a supposé que tout point d'abscisse inférieure à une valeur  $a$  mg/l, appartient dans la phase A, et fait partie du calcul. On a calculé les droites pour  $a=36$  mg/l, 31 mg/l et 30 mg/l. La droite avec le plus grand coefficient de corrélation a été retenue. De la même façon, la droite B a été calculée pour tout point d'abscisse supérieure à  $b$  mg/l ( $b=38$  mg/l, 36 mg/l, 34 mg/l), la régression qui a donné le plus grand coefficient de corrélation a été choisie.
4. La droite A est exprimée par l'équation

$$y = -0,118 x + 5,015 \quad \text{pour} \quad r = -0,901$$

(points utilisés : <36 mg/l)

La droite B est exprimée par l'équation

$$y = -0,011 x + 1,697 \quad \text{pour} \quad r = -0,848$$

(points utilisés : >38 mg/l)

L'intersection se trouve à  $x = 31$  mg/l .

Les intervalles de confiance sont calculés à chaque point  $X_0$  de l'abscisse pour une probabilité 95%, à l'aide des formules :

$$\text{intervalle} = \pm S_0 \cdot t_{1-\alpha/2}$$

$$S_0 = S \cdot \left[ \frac{N+1}{N} + \frac{(X_0 - \bar{X})^2}{\Sigma (X_1 - \bar{X})^2} \right]^{1/2}$$

et  $S = \sqrt{[(1-r^2) \Sigma (y_1 - \bar{y})^2 / (N-2)]}$

où

S : Estimation de l'écart-type lié.

N : Nombre total de mesures ayant servi au calcul de la droite.

$t_{1-\alpha/2}$  : Valeur de la variable de Student à (N-2) degrés de liberté.

r : Coefficient de corrélation.



Tableau 8. Points utilisés pour démontrer l'existence des phases A et B.

CYCLE	TEMPS DE	MES	DCO f./	CYCLE	TEMPS DE	MES	DCO f./
No.	FONCTION.	SORTIE	MES	No.	FONCTION.	SORTIE	MES
	jours	mg/l	SORTIE		jours	mg/l	SORTIE
1	8	23	2,43	20	4	76	0,96
1	10	15	3,20	21	1	39	0,00
1	13	30	1,80	21	2	31	1,77
1	15	44	1,50	21	3	90	0,62
3	5	10	3,60	21	4	53	1,00
3	7	11	4,00	22	1	36	1,86
3	10	21	2,24	22	2	23	2,39
3	11	32	1,34	22	3	17	2,76
7	2	12	3,92	22	4	15	2,73
7	3	8	5,00	22	5	16	3,00
7	4	8	4,88	22	6	18	2,94
7	7	20	2,40	22	7	30	1,50
7	8	18	2,33	22	8	36	1,47
7	9	18	1,78	22	9	73	0,75
7	10	20	1,45	23	1	22	3,14
7	11	37	0,84	23	2	15	3,73
15	1	25	1,84	23	3	15	3,27
15	2	23	2,26	23	5	17	2,76
15	3	22	1,73	23	6	36	1,59
15	5	53	0,85	23	7	47	1,15
16	1	24	2,25	25	2	18	2,61
16	2	15	2,87	25	3	9	4,33
16	3	35	1,11	25	5	10	4,20
16	4	33	1,55	25	6	30	1,53
16	5	31	1,55	25	7	17	2,71
16	6	39	1,13	25	8	43	1,33
19	1	26	2,27	25	9	113	0,61
19	2	30	1,53	26	2	21	2,48
19	3	32	1,41	26	3	17	3,12
19	4	70	0,81	26	4	41	1,32
20	1	37	1,51	26	5	44	1,30
20	2	36	1,64	26	6	31	1,23
20	3	50	1,24				

Conclusions :

1. Deux phases distinctes se manifestent lors du fonctionnement. Elles sont appelées A et B. Pendant la phase A, la concentration de MES à la sortie du réacteur se situe dans une fourchette de valeurs donnée. Une augmentation brusque de cette concentration signifie le passage dans la phase B. Tout point qui appartient uniquement dans l'intervalle de confiance de la droite A ou B est attribué à la phase A ou B respectivement. Le parallélogramme qui est formé par l'intersection des intervalles de confiance des deux droites, peut être interprété soit comme un phénomène transitoire entre les deux phases, soit comme un espace d'incertitude. Nous attribuons chaque point du parallélogramme, d'une façon conventionnelle, à l'une ou à l'autre droite selon la distance de celles-ci.
2. Une deuxième définition opérationnelle qui concerne le cycle de fonctionnement en est dégagée : le cycle de fonctionnement est la

période pendant laquelle les résultats à la sortie du pilote sont conformes aux caractéristiques de la phase A, décrites précédemment.

3. Notons que la notion du cycle n'est pas obligatoirement liée à un seul niveau de qualité. Selon les conditions de fonctionnement, la concentration des MES à la sortie qui sépare les phases A et B, peut être différente, ex. cycle N° 28.
4. Il devient évident qu'on a à faire à une nouvelle conception de lit immergé. Après une durée de fonctionnement qui ne nécessite pas de clarification secondaire, la dégradation de la qualité de l'eau épurée fait appel à un lavage. Sur les lits immergés granulaires, le lavage est ici indispensable surtout à cause du colmatage qui provoque d'importantes pertes de charge. La configuration du géotextile utilisé rend possible l'application d'une opération de lavage, ce qui n'est pas le cas pour tous les matériaux de garnissage.

### 3.4.3. Distribution du temps de séjour et modèle d'écoulement

#### 3.4.3.1. Résultats d'essais en eau propre

Les traçages en eau propre ont été effectués par injection échelon. Le tracé de la réponse à la sortie du pilote donne directement la fonction  $F(t)$ , figure 6 (se référer § 1.6.). Les résultats expérimentaux sont transférés sur papier millimétré. La courbe  $\tilde{C}$  (concentration réduite du traceur) en fonction du temps  $t$ , est lissée graphiquement. L'aire hachurée, figure 6, est égale au temps de séjour et elle est estimée par pesée du papier millimétré. A partir du temps de séjour, on calcule le temps réduit  $\tilde{t}$  de chaque point (annexe 7). Un programme GWBASIC (annexe 8) sur un micro-ordinateur LOGABAX trace les points  $F(\tilde{t})$ , ainsi que les équations [12] et [16] qui représentent le modèle d'écoulement piston avec dispersion axiale et le modèle de  $N$  réacteurs en série, parfaitement mélangés, respectivement (§ 1.6.1. et 1.6.2.).

Sur la figure 33, seul le traçage à  $0,4 \text{ m}^3/\text{h}$  se différencie. Les trois autres débits aboutissent à des distributions du temps de séjour identiques. Dans le premier cas, l'écoulement engendre un bon mélange, le pilote est assimilé à deux réacteurs en série parfaitement mélangés, figure 34. Dans le second cas, l'écoulement est piston avec une importante dispersion axiale. Pour des raisons de simplicité, seulement les points qui correspondent à  $1,1 \text{ m}^3/\text{h}$  sont tracés, figure 35 et 36. Les ajustements, dans le présent chapitre, sont effectués graphiquement. La méthode des moindres carrés n'a pas donné de résultats satisfaisants.

Les mêmes résultats et comparaisons sont montrés pour flux descendant, figure 37, 38 et 39. Toutefois, tous les débits donnent la même distribution du temps de séjour et l'ajustement à un modèle théorique révèle un écoulement piston plus marqué.

Lorsqu'il y a insufflation d'air dans la colonne, le mélange devient presque parfait. Les différents débits d'air ont le même effet sur la distribution du temps de séjour, figures 40, 41, 42 et 43.

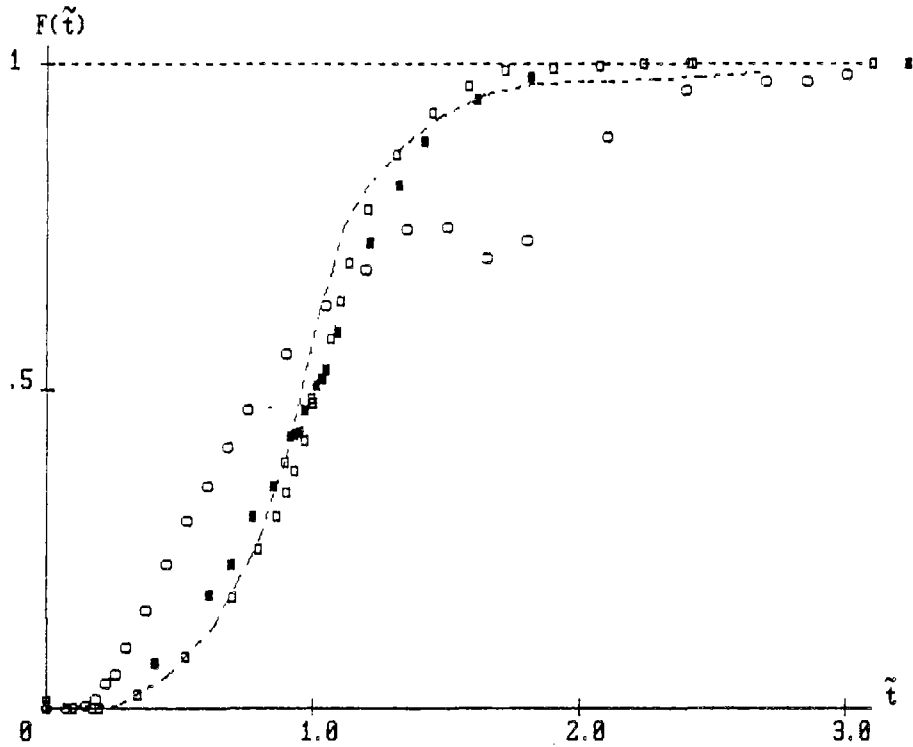


Figure 33. Distribution du temps de séjour en eau propre, flux ascendant, sans aération.

Débit eau :      --- : 2,5 m<sup>3</sup>/h  
                   □ : 1,8 m<sup>3</sup>/h

■ : 1,1 m<sup>3</sup>/h  
 ○ : 0,4 m<sup>3</sup>/h

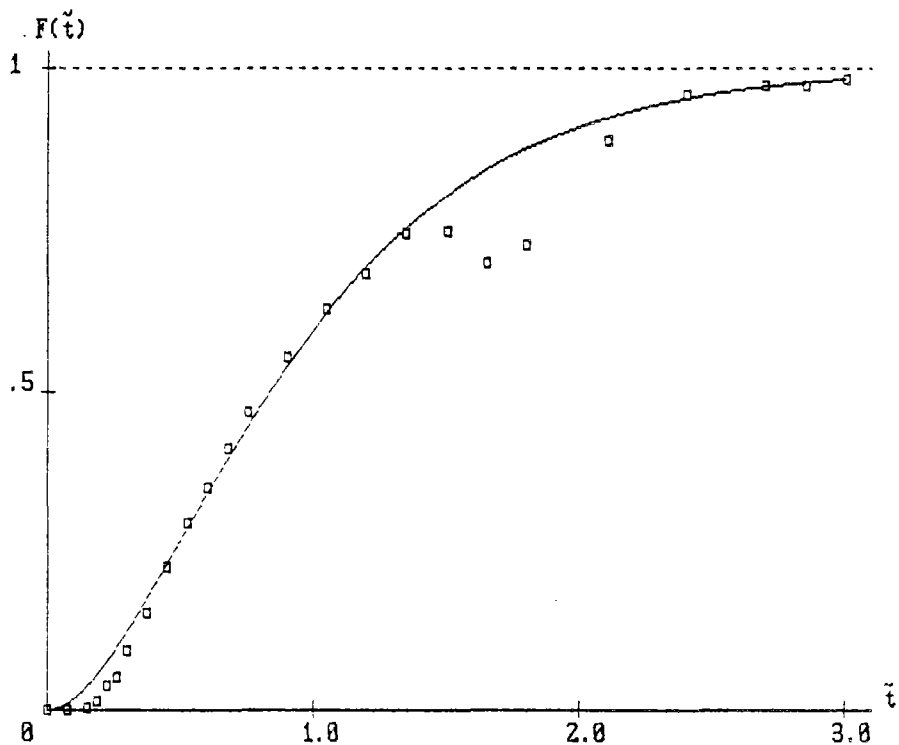


Figure 34. Distribution du temps de séjour : Points expérimentaux pour flux ascendant, débit eau 0,4 m<sup>3</sup>/h, sans aération, et courbe théorique pour 2 réacteurs en série, parfaitement mélangés.

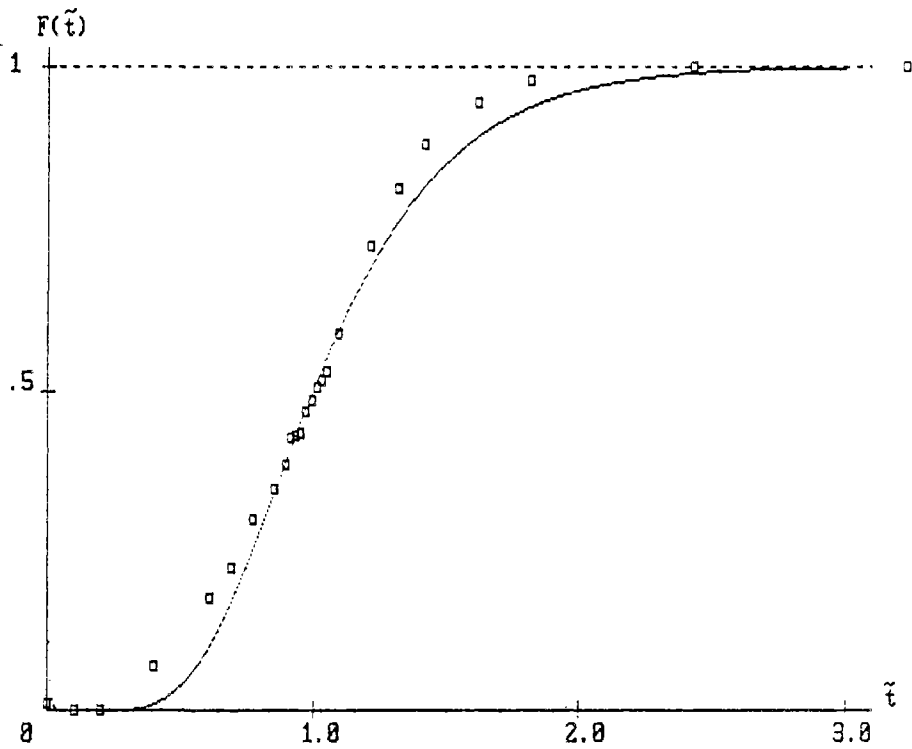


Figure 35. Distribution du temps de séjour : Points expérimentaux pour flux ascendant, débit eau 1,1 m<sup>3</sup>/h, sans aération, et courbe théorique pour écoulement piston avec nombre Peclet = 15.

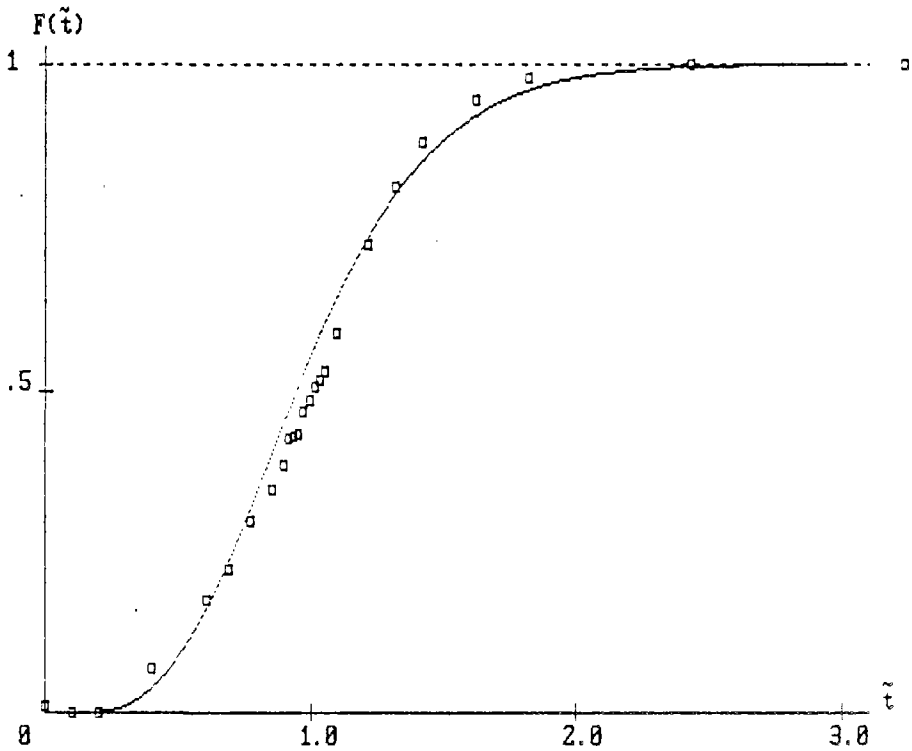


Figure 36. Distribution du temps de séjour : Points expérimentaux pour flux ascendant, débit eau 1,1 m<sup>3</sup>/h, sans aération, et courbe théorique pour 6 réacteurs en série, parfaitement mélangés.

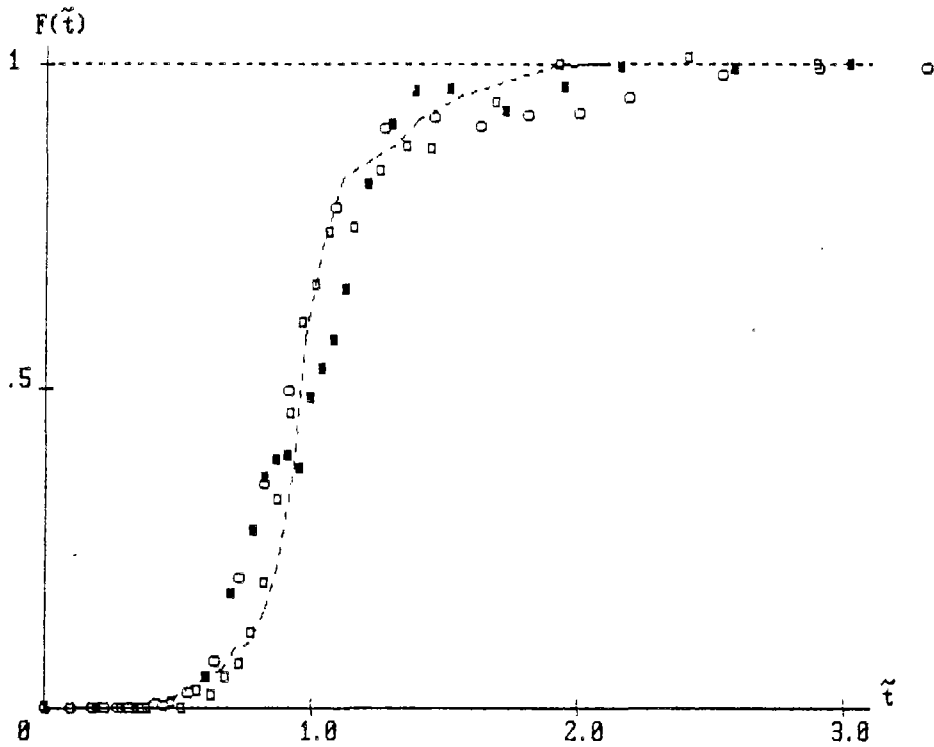


Figure 37. Distribution du temps de séjour en eau propre, flux descendant, sans aération.

Débit eau :      ○ : 0,4 m<sup>3</sup>/h      ■ : 1,8 m<sup>3</sup>/h  
                   --- : 1,1 m<sup>3</sup>/h      □ : 2,5 m<sup>3</sup>/h

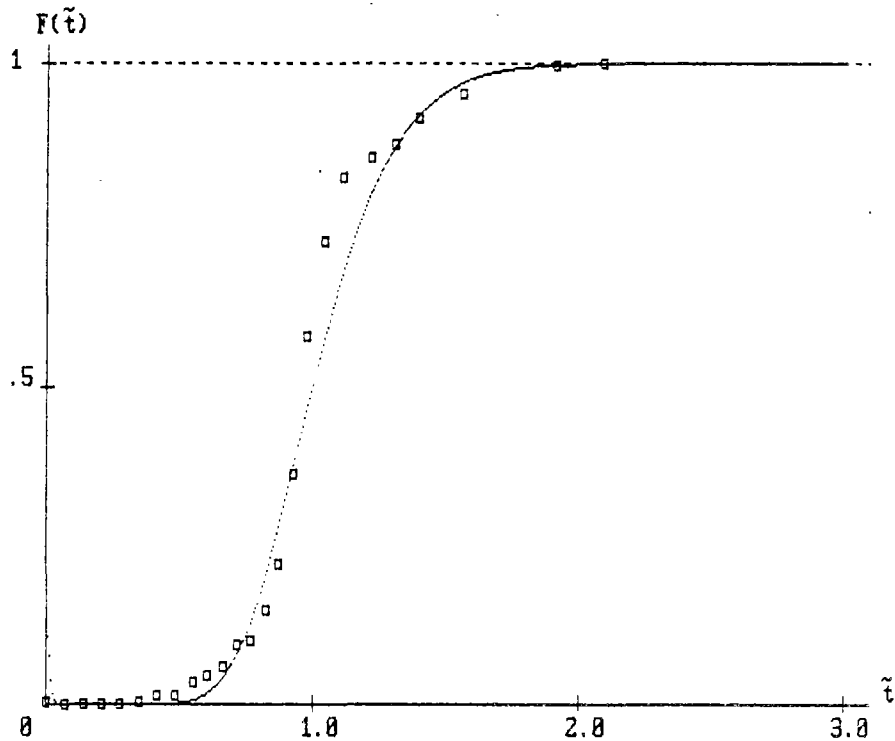


Figure 38. Distribution du temps de séjour : Points expérimentaux pour flux descendant, débit d'eau 1,1 m<sup>3</sup>/h, sans aération et courbe théorique pour écoulement piston avec nombre Peclet = 35.

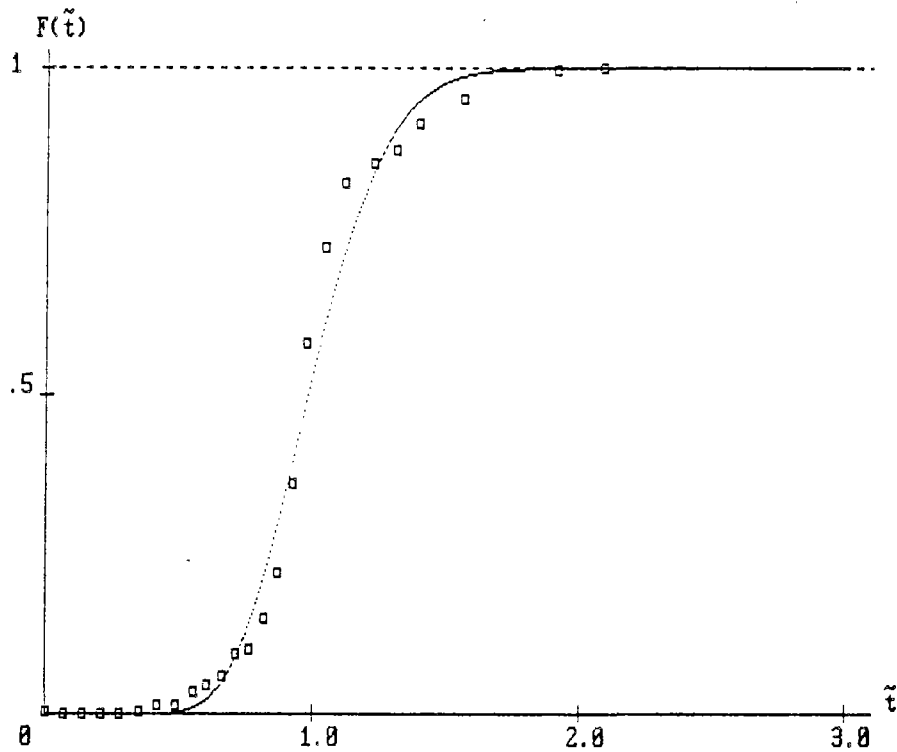


Figure 39. Distribution du temps de séjour : Points expérimentaux pour flux descendant, débit d'eau 1,1 m<sup>3</sup>/h, sans aération et courbe théorique pour 20 réacteurs en série, parfaitement mélangés.

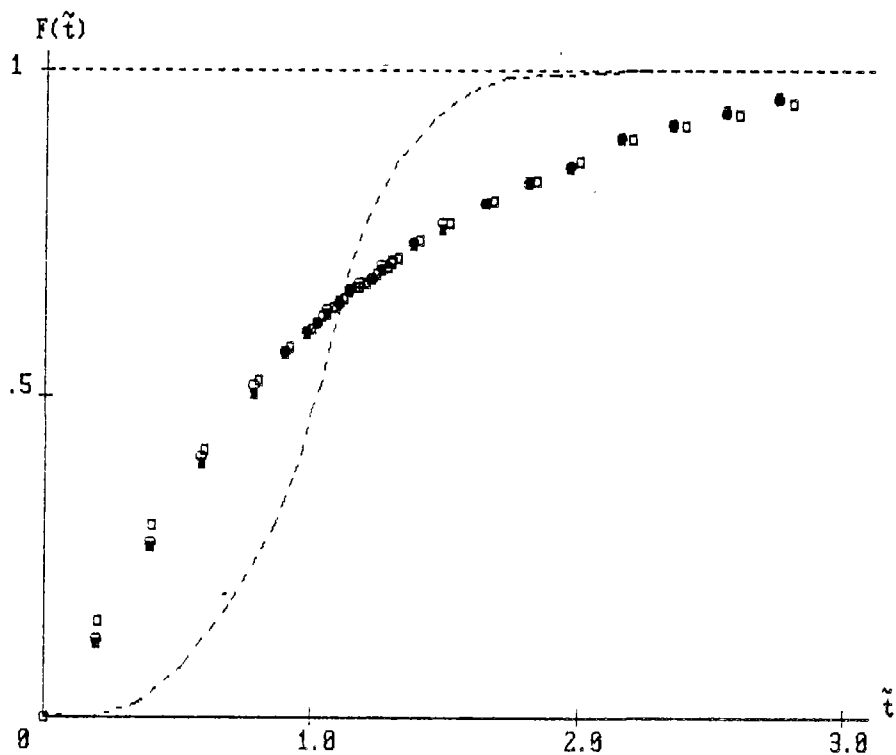


Figure 40. Distribution du temps de séjour en eau propre, flux ascendant, débit eau 1,8 m<sup>3</sup>/h.

Débit air :      --- : 0      Nm<sup>3</sup>/h  
                   □ : 1,8 Nm<sup>3</sup>/h

○ : 2,3 Nm<sup>3</sup>/h  
 ■ : 2,9 Nm<sup>3</sup>/h



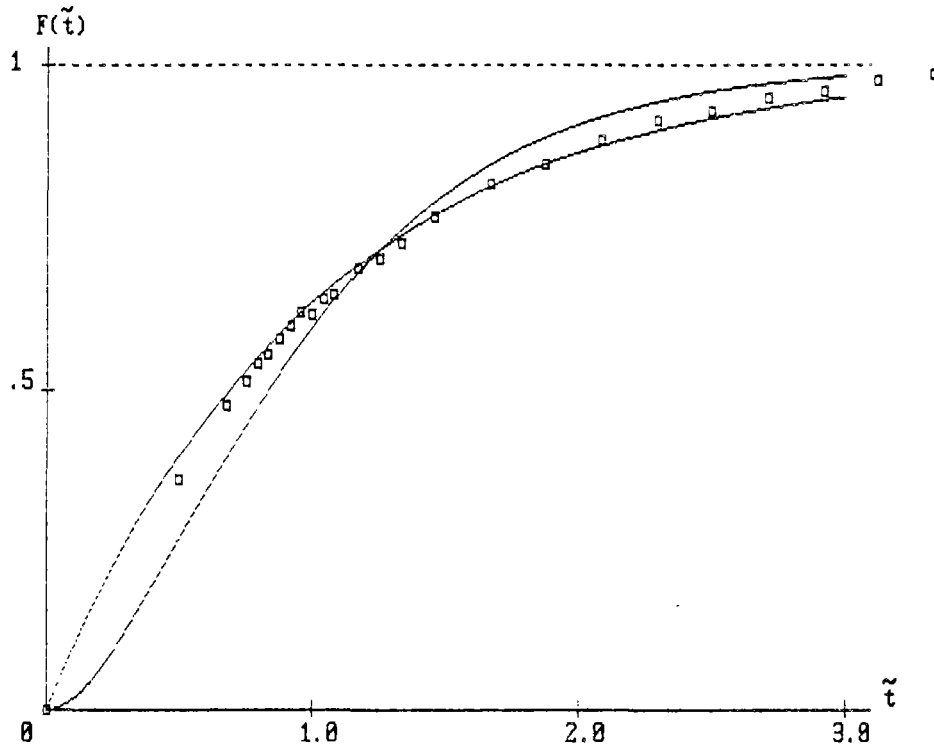


Figure 43. Distribution du temps de séjour : Points expérimentaux pour flux descendant, débit eau 1,8 m<sup>3</sup>/h, débit air 2,9 Nm<sup>3</sup>/h, et courbes théoriques pour 1 et 2 réacteurs parfaitement mélangés.

### 3.4.3.2. Résultats d'essais en présence de biomasse

Des traçages ont été effectués pour 3 cycles par injection-impulsion en fin de chaque cycle. Tous les calculs se font graphiquement sur papier millimétré afin de parvenir à plus de précision.

Le mode de calcul est le suivant :

- Les points expérimentaux sont transférés sur un graphique, concentration de traceur (mgLi/l) en fonction du temps (mn).
- La courbe est lissée graphiquement.
- L'aire sous la courbe est estimée, mgLi·mn/l.
- Le débit d'eau est calculé avec précision

$$\frac{\text{quantité de Li injectée (mgLi)}}{\text{aire sous la courbe (mgLi·mn/l)}} = \text{débit eau (l/mn)}$$

- A partir du premier graphique, on trace la courbe cumulée F(t).
- Le temps de séjour est obtenu comme au § 3.4.3.1.



- Le débit d'eau et le temps de séjour permettent de faire une estimation sur le volume libre, ainsi que sur le volume occupé par la biomasse.
- Les graphiques  $F(\tilde{t}) = \tilde{C}(\tilde{t})$  et les courbes théoriques sont tracés avec le programme du § 3.4.3.1.

Les résultats sont présentés figures 44, 45 et 46.

L'ajustement, figure 44, n'est pas satisfaisant. On remarque un accroissement brusque de la quantité du traceur ayant traversé la colonne, sur la partie gauche du graphique, et une traînée vers la droite. Cette observation peut s'expliquer par une hypothèse : le volume disponible à la circulation de l'eau est plus petit que celui qui est estimé par le traçage et, en même temps, il y a un phénomène de lent transport du traceur (adsorption, relargage) dans la biomasse. Cette suggestion est en accord avec le modèle de RIEMER et al. (101). L'important volume occupé par la biomasse, qui est de l'ordre de 30% dans le pilote, est la cause de ce comportement.

A la fin du cycle N° 10, l'occupation par la biomasse et le géotextile est de l'ordre de 10% du réacteur. L'écoulement s'approche du mélange parfait.

A la fin du cycle N° 30, le volume occupé par la biomasse est estimé par le traçage à environ 0%. Un bon mélange est observé. Par contre, une légère traînée du traceur en fin de traçage fait soupçonner le même phénomène que sur la figure 44, mais moins marqué. Cela, en combinaison avec les imprécisions des mesures, peut expliquer le chiffre 0% pour la biomasse.

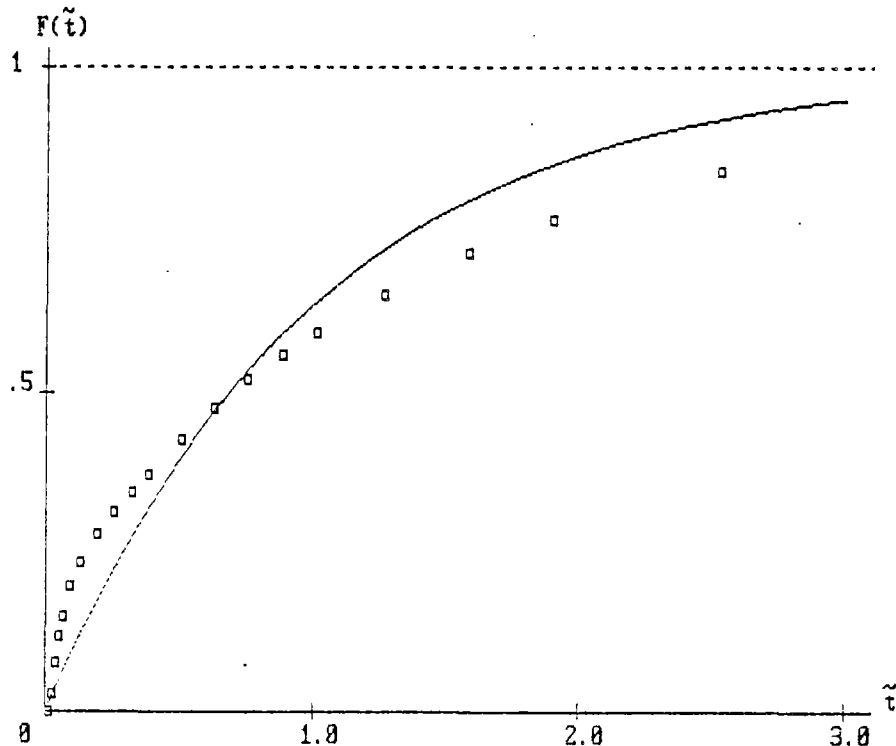


Figure 44. Distribution du temps de séjour : Points expérimentaux du cycle N° 2, débit d'eau sur rotamètre 0,5 m<sup>3</sup>/h, débit d'eau par traçage 0,44 m<sup>3</sup>/h, débit d'air 1,17 Nm<sup>3</sup>/h, durée du cycle 30 j. Courbe théorique pour un réacteur parfaitement mélangé.

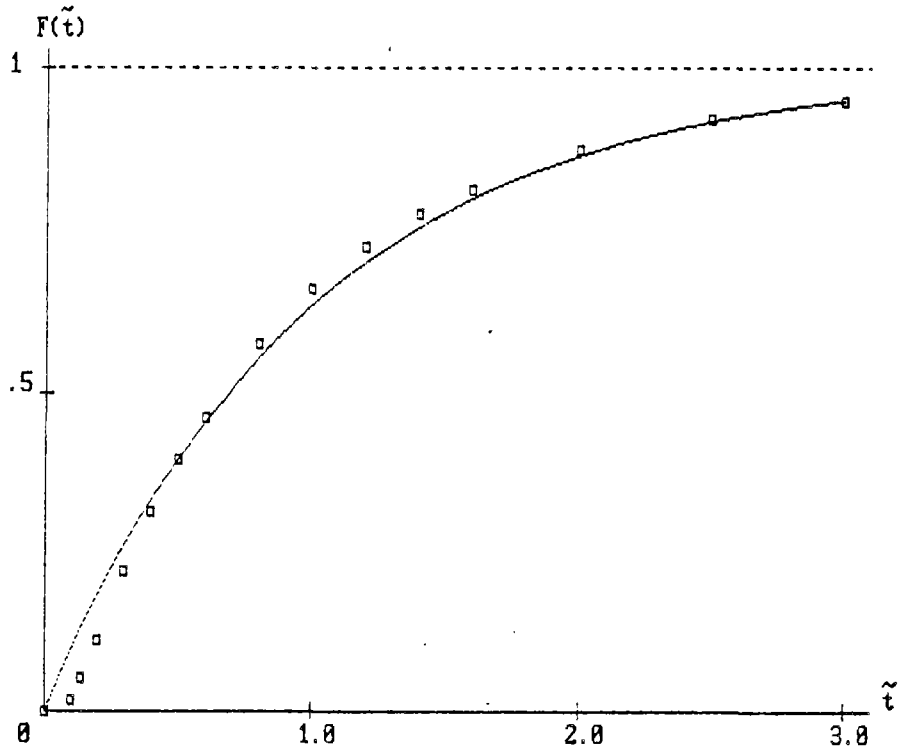


Figure 45. Distribution du temps de séjour : Points expérimentaux du cycle N° 10, débit d'eau sur rotamètre  $1 \text{ m}^3/\text{h}$ , débit d'eau par traçage  $0,96 \text{ m}^3/\text{h}$ , débit d'air  $1,17 \text{ Nm}^3/\text{h}$ , durée du cycle 9 j. Courbe théorique pour un réacteur parfaitement mélangé.

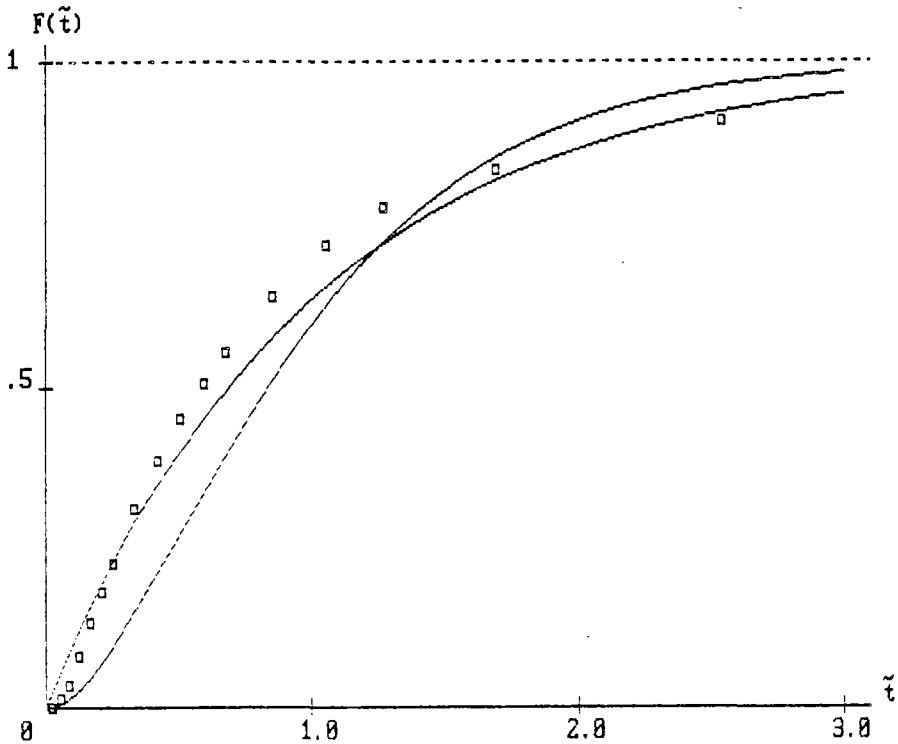


Figure 46. Distribution du temps de séjour : Points expérimentaux du cycle N° 30, débit d'eau sur rotamètre  $0,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , débit d'eau par traçage  $0,47 \text{ m}^3/\text{h}$ , débit d'air  $1,17 \text{ Nm}^3/\text{h}$ , durée du cycle 5 j. Courbes théoriques pour 1 et 2 réacteurs parfaitement mélangés.

### 3.4.3.3. Conclusions de l'étude hydraulique

Lorsque le massif épuratoire est aéré, l'écoulement dans la colonne est presque en mélange parfait, indépendamment du débit d'eau ou d'air (pour les fourchettes des débits testés). Ce fait se passe en présence ou en absence de biomasse.

Un écoulement piston est observé en absence d'aération et de biomasse. Dans ce cas, le degré de dispersion dépend du mode d'écoulement (ascendant ou descendant) et parfois du débit d'eau.

### 3.4.4. Résultats relatifs à l'utilisation d'oxygène

#### 3.4.4.1. Concentration de l'oxygène dissous dans la colonne

Les résultats sont présentés tableau 9. La concentration moyenne est calculée à partir des six concentrations profils. Ce calcul est légitime puisque le traçage a révélé un écoulement en mélange parfait. La concentration de saturation indiquée a été déterminée, pour chaque température, par mesure directe sur l'eau prélevée dans le pilote. Quant aux cycles où le suivi n'a pas été aussi détaillé, les mesures ont toujours montré des valeurs de concentration qui se situent dans la même plage que celles du tableau 9.

Tableau 9. Concentration de l'oxygène dissous.

CYCLE No.	TEMPS DE FONCTION.	TEMPER. °C	PROFIL DE L' OXYGENE DISSOUS mg/l						CONCENTR. MOYENNE C1 à C6	ENTREE SATURAT.	
			C1	C2	C3	C4	C5	C6			
			HAUT DE COLONNE			BAS DE COLONNE					
jours											
16	2	15,5	2,2	3,6	3,6	3,6	3,6	3,4	3,3	0,9	8,95
16	3	14,5	2,4	3,4	2,7	3,2	3,2	3,1	3,0	0,8	9,1
16	4	14,5	1,5	2,6	2,1	2,4	2,4	2,7	2,3	0,9	9,1
16	5	15	1,9	3,8	2,3	1,8	2,8	2	2,4	0,9	9
18	2	12	2,9	3	3	2,4	3,4	3,3	3,0	0,9	9,8
18	3	12	2,6	2,4	2,1	2,1	2,4	3,1	2,5	0,8	9,8
18	4	12	2,1	2,3	2,3	1,6	1,7	2,6	2,1	0,8	9,8
18	5	12	2,5	3,4	1,5	1,8	2,6	2,8	2,4	0,9	9,8
19	1	11,5	3,9	4,9	4,5	3,9	4,9	5,7	4,6	1,5	10
19	2	12	2,6	2,6	2,9	2,5	4,3	4,8	3,3	0,8	9,8
19	3	12	2,1	2	2	2,1	3,7	4,4	2,7	0,8	9,8
19	4	12									
20	1	12	1,9	1,5	1,3	2	1,6	1,7	1,7	0,9	9,8
20	2	12	2,3	2,2	1,9	2	2	3,2	2,3	0,8	9,8
20	3	11,5	1,6	2	2	2,3	2,9	2,9	2,3	0,6	10
20	4	11,5									10
21	1	15	2,3	2,6	2,9	2,9	2,2	3	2,7	0,6	9
21	2	14									9,2
hors cycle											
22	2	14,5	3,4	4,1	4,7	3,2	4,2	3	3,8	1,2	9,1
22	2	15	4,5	5,7	4,8	4	4,3	5,3	4,8	0,9	9
22	9	13,5	2,8	3,5	2,8	2,2	3,7	1,9	2,8	1,5	9,3
23	2	14	4,9	4,5	4,1	3,8	3,2	4,6	4,2	0,7	9,2
23	6	13,6	3,1	3,4	3,2	2,9	2,8	3,5	3,2	0,9	9,3
24	3	13	3,8	3,6	3,4	4,6	3,6	3,8	3,8	0,8	9,4
25	3	14	4,6	7	4,4	4,3	3,9	5,5	5,0	1,4	9,2

### 3.4.4.2. Transfert d'oxygène

Le bilan matière pour l'oxygène de l'air qui traverse la colonne, en régime permanent, donne :

$$(q_{O_2,e} - q_{O_2,s}) \cdot \rho_{O_2} - V \cdot (K_{La})' \cdot (C_s' - C) = 0 \quad [20]$$

[entrée] - [sortie] - [transfert]

où

$q_{O_2,e}$  : Débit  $O_2$  dans la phase gazeuse à l'entrée du pilote ( $L^3T^{-1}$ )

$q_{O_2,s}$  : Débit  $O_2$  dans la phase gazeuse à la sortie du pilote ( $L^3T^{-1}$ )

$\rho_{O_2}$  : Masse volumique de l'oxygène ( $M_gL^{-3}$ )

$V$  : Volume utile de la colonne ( $L^3$ )

$(K_{La})'$ : Coefficient de transfert en eau usée ( $T^{-1}$ )

$C_s'$  : Concentration de saturation d'oxygène dans l'eau usée de la colonne ( $M_gL^{-3}$ )

$C$  : Concentration d'oxygène dissous ( $M_gL^{-3}$ )

Les différentes variables prennent les valeurs :

$$V = 0,75 \text{ m}^3 ;$$

$$\rho_{O_2} = 1.313,6 \text{ g/Nm}^3 \text{ (1 bar, } 20^\circ\text{C)}.$$

Rappelons que les conditions normales pour les gaz sont entendues à 1 bar et à  $20^\circ\text{C}$  dans notre rapport.

$C$  = Concentration moyenne, tableau 9 ;

$C_s'$  = Concentration mesurée expérimentalement, tableau 9.

La différence  $(q_{O_2,e} - q_{O_2,s})$  est calculée à l'aide des résultats du chromatographe, tableau 10.

Tableau 10. Résultats du chromatographe.

CYCLE	TEMPS DE	O2	N2	CO2	O2	N2	CO2
No.	FUNCTION.	ENTREE	ENTREE	ENTREE	SORTIE	SORTIE	SORTIE
	jours	%	%	%	%	%	%
14	2	21,508	78,437	0,055	20,091	79,276	0,633
14	3	21,214	78,726	0,060	20,355	79,144	0,501
14	4	21,558	78,405	0,036	19,811	79,559	0,630
14	5	21,513	78,450	0,038	19,947	79,189	0,864
15	1	21,509	78,455	0,036	20,286	79,342	0,372
15	2	21,517	78,452	0,031	19,988	79,583	0,429
15	3	21,529	78,437	0,034	20,096	79,287	0,617
16	1	21,508	78,445	0,047	20,085	79,349	0,566
16	2	21,536	78,425	0,040	19,936	79,457	0,607
16	3	21,620	78,343	0,037	19,894	79,528	0,579
16	4	21,622	78,332	0,046	19,808	79,521	0,671
16	5	21,442	78,517	0,041	20,052	79,249	0,699
18	2	21,819	78,147	0,035	20,173	79,380	0,447
18	3	21,834	78,129	0,037	20,112	79,522	0,366
18	4	21,502	78,422	0,076	20,064	79,446	0,490
18	5	21,460	78,462	0,077	19,990	79,622	0,389
19	1	21,416	78,504	0,080	20,283	79,357	0,360
19	2	21,480	78,449	0,070	19,974	79,527	0,499
19	3	21,462	78,463	0,075	20,013	79,433	0,554
19	4	21,393	78,531	0,075	20,160	79,334	0,506
20	1	21,404	78,505	0,091	19,945	79,139	0,916
20	2	21,435	78,493	0,072	19,917	79,597	0,486
20	3	21,420	78,489	0,091	20,121	79,448	0,431
20	4	21,478	78,441	0,081	20,162	79,373	0,464
21	1	21,608	78,313	0,078	20,200	79,336	0,464
21	2	21,740	78,172	0,089	20,176	79,289	0,535
hors cycle	2	21,539	78,384	0,077	20,126	79,199	0,675
22	2	21,592	78,335	0,073	20,320	79,205	0,475
22	9	21,403	78,521	0,076	20,093	79,250	0,657
23	2	21,310	78,611	0,080	20,081	79,264	0,656
23	6	21,372	78,551	0,078	20,037	79,417	0,546
24	3	21,397	78,526	0,077	19,881	79,492	0,627
25	3	21,328	78,593	0,079	20,036	79,217	0,746

Le débit de l'oxygène à la sortie ne peut pas être calculé directement car le débit des gaz, à la sortie du pilote, n'est pas connu avec précision. Incités par les résultats, tableau 7, on suppose qu'aucune transformation sensible d'azote n'a lieu dans le réacteur. Si on symbolise :

$q_e, q_s$  : Débits d'air à l'entrée et à la sortie,  $Nm^3/h$  ( $L^3T^{-1}$ ).

$x_{O_2,e}, x_{O_2,s}$  : Taux d'oxygène dans l'air à l'entrée et à la sortie.

$x_{N_2,e}, x_{N_2,s}$  : Taux d'azote dans l'air à l'entrée et à la sortie.

$x_{CO_2,e}, x_{CO_2,s}$  : Taux de  $CO_2$  dans l'air à l'entrée et à la sortie.

a : Débit d'oxygène transféré de l'air vers l'eau, Nm<sup>3</sup>/h (L<sup>3</sup>T<sup>-1</sup>).

b : Débit de CO<sub>2</sub> transféré de l'eau vers l'air, Nm<sup>3</sup>/h (L<sup>3</sup>T<sup>-1</sup>).

Les bilans suivants sont valables :

	ENTREE	SORTIE
O <sub>2</sub> :	$X_{O_2,e} q_e$	$X_{O_2,e} q_e - a$
N <sub>2</sub> :	$X_{N_2,e} q_e$	$X_{N_2,e} q_e$
CO <sub>2</sub> :	$X_{CO_2,e} q_e$	$X_{CO_2,e} q_e + b$
Σ :	$q_e$	$q_s = q_e + b - a$

$$\Rightarrow X_{O_2,s} = \frac{X_{O_2,e} q_e - a}{q_e + b - a}$$

et

$$X_{N_2,s} = \frac{X_{N_2,e} q_e}{q_e + b - a}$$

et finalement

$$a = q_e \left( X_{O_2,e} - \frac{X_{O_2,s}}{X_{N_2,s}} X_{N_2,e} \right)$$

et

$$b = q_e \left( \frac{X_{N_2,e}}{X_{N_2,s}} - 1 + X_{O_2,e} - \frac{X_{O_2,s}}{X_{N_2,s}} X_{N_2,e} \right)$$

Par définition ( $q_{O_2,e} - q_{O_2,s}$ ), de l'équation [20], vaut a.

Ainsi, les débits a et b sont calculés à partir du tableau 10, et ensuite le  $(K_L a)'$  à partir de l'équation [20]. Le coefficient de transfert est également déterminé pour une température de 10°C à l'aide de l'équation [21] (82, 99) :

$$(K_L a)'_T = (K_L a)'_{T'} \cdot 1,024^{(T-T')} \quad [21]$$

où T, T' sont deux températures différentes. Les résultats sont présentés tableau 11.

Tableau 11. Flux d'oxygène transféré dans l'eau, flux de CO<sub>2</sub> transféré dans l'air et coefficient de transfert pour l'O<sub>2</sub>.

CYCLE No.	TEMPS DE FONCTION. jours	TEMPER. °C	O <sub>2</sub> TRANSFERE Nm <sup>3</sup> /h	CO <sub>2</sub> TRANSFERE Nm <sup>3</sup> /h	(Kla)' 1/h	(Kla)' à 10°C 1/h
14	2		0,0189	0,0066		
14	3		0,0112	0,0051		
14	4		0,0236	0,0068		
14	5		0,0203	0,0095		
15	1		0,0168	0,0039		
15	2		0,0210	0,0046		
15	3		0,0191	0,0067		
16	1		0,0191	0,0059		
16	2	15,5	0,0215	0,0065	6,6796	5,8627
16	3	14,5	0,0235	0,0062	6,7150	6,0353
16	4	14,5	0,0245	0,0071	6,2556	5,6224
16	5	15	0,0183	0,0076	4,8698	4,3253
18	2	12	0,0227	0,0047	5,8489	5,5780
18	3	12	0,0240	0,0037	5,7304	5,4649
18	4	12	0,0197	0,0047	4,4727	4,2655
18	5	12	0,0204	0,0035	4,8552	4,6303
19	1	11,5	0,0157	0,0032	5,1102	4,9316
19	2	12	0,0206	0,0049	5,5365	5,2800
19	3	12	0,0196	0,0055	4,8543	4,6295
19	4	12	0,0167	0,0049		
20	1	12	0,0188	0,0095	4,0414	3,8542
20	2	12	0,0208	0,0047	4,8349	4,6109
20	3	11,5	0,0179	0,0039	4,0561	3,9143
20	4	11,5	0,0180	0,0044		
21	1	15	0,0193	0,0044	5,3346	4,7381
21	2	14	0,0214	0,0051		
hors cycle	2	14,5	0,0188	0,0068	6,1662	5,5420
22	2	15	0,0173	0,0046	7,1686	6,3670
22	9	13,5	0,0173	0,0067	4,6811	4,3083
23	2	14	0,0162	0,0066	5,6434	5,1327
23	6	13,6	0,0180	0,0054	5,1288	4,7090
24	3	13	0,0143	0,0044	4,4678	4,1610
25	3	14	0,0168	0,0077	6,9226	6,2961

Les valeurs du coefficient de transfert, tableau 11, sont égales ou supérieures à celles trouvées par MOUGINOT (94) en eau propre. En effet, pour le même débit spécifique d'air, notamment  $1,17/0,75 = 1,56$  Nm<sup>3</sup> air / (m<sup>3</sup> réacteur·h), MOUGINOT mesure, dans une colonne de 7 m<sup>3</sup> aérée par trois diffuseurs poreux, un (Kla)<sub>10°C</sub> égal à 4,47 h<sup>-1</sup> en eau propre, et à peu près la moitié en boues activées.



### 3.4.4.3. Utilisation d'O<sub>2</sub> par la biomasse

Le bilan matière pour l'oxygène dans l'eau qui traverse la colonne, en régime permanent s'écrit :

$$Q_{Co_{2,e}} + a\rho_{O_2} - Q_{Co_{2,s}} - U_{O_2} = 0 \quad [22]$$

[apport eau]+[transfert air]-[sortie eau]-[utilisation biomasse]

où

Q : Débit de l'eau (L<sup>3</sup>T<sup>-1</sup>)

Co<sub>2,e</sub> : Concentration de l'oxygène dissous à l'entrée, tableau 9 (M<sub>g</sub>L<sup>-3</sup>).

Co<sub>2,s</sub> : Concentration de l'oxygène dissous à la sortie (M<sub>g</sub>L<sup>-3</sup>).

a : Débit d'oxygène transféré par insufflation, tableau 11 (L<sup>3</sup>T<sup>-1</sup>).

ρ<sub>O<sub>2</sub></sub> : Masse volumique de l'O<sub>2</sub> (M<sub>g</sub>L<sup>-3</sup>).

U<sub>O<sub>2</sub></sub> : Vitesse d'utilisation d'O<sub>2</sub> par la biomasse (M<sub>g</sub>T<sup>-1</sup>).

La concentration Co<sub>2,s</sub> est considérée égale à la C<sub>6</sub> (bas) du tableau 9, puisque le piquage 6 se trouve avant la sortie de l'eau. La valeur du ρ<sub>O<sub>2</sub></sub> est 1.313,6 g/Nm<sup>3</sup>.

La vitesse d'utilisation d'O<sub>2</sub> par la biomasse, U<sub>O<sub>2</sub></sub>, est comparée avec l'élimination de la DBO<sub>5</sub> et de la DCO, tableau 12.

La pollution organique éliminée est considérée égale à la pollution organique totale à l'entrée, moins la pollution organique dissoute à la sortie, (DBO<sub>5</sub> totale/entrée - DBO<sub>5</sub> filtrée/sortie) et (DCO totale/entrée - DCO filtrée/sortie).

Le taux de consommation d'O<sub>2</sub> par unité de DBO<sub>5</sub> éliminée en épuration biologique est généralement donné dans une fourchette qui va de 0,6 kg O<sub>2</sub>/kg DBO<sub>5</sub> pour les fortes charges, jusqu'à 1,4 kg O<sub>2</sub>/kg DBO<sub>5</sub> pour les faibles charges (10). Les résultats du tableau 12 en montrent une utilisation nettement inférieure. Cette observation nous incite à faire l'hypothèse qu'une partie de la pollution éliminée n'est pas utilisée directement, mais qu'elle est stockée dans le gel polysaccharidique du biofilm.

L'air insufflé dans la colonne est environ 1,17 Nm<sup>3</sup>/h = 28 Nm<sup>3</sup>/j. Or, assez souvent, plus de 1,5 kg DBO<sub>5</sub> par jour est éliminée (tableau 12), ce qui revient à attribuer une quantité d'air insufflé, inférieure à 19 Nm<sup>3</sup> par kg DBO<sub>5</sub> éliminée. Dans la littérature (83), le cas le plus favorable pour l'aération des boues activées consiste à considérer 30 Nm<sup>3</sup> par kg DBO<sub>5</sub> éliminée.

Tableau 12. Oxygène consommé et pollution organique éliminée.

CYCLE No.	TEMPS DE FONCTION. jours	O <sub>2</sub>	DBO <sub>5</sub>	DCO	O <sub>2</sub> consom.
		consommé g/j	entrée- sortie(f) g/j	entrée- sortie(f) g/j	DBO <sub>5</sub> élim.
16	2	589,3	1548	3276	0,38
16	3	656,5	1476	2844	0,44
16	4	706,5	1548	3420	0,46
16	5	536,0	1368	2592	0,39
18	2	600,7	2064	5520	0,29
18	3	647,7	2064	5136	0,31
18	4	533,5	2064	5184	0,26
18	5	643,8			
19	1	342,4	2628	5832	0,13
19	2	505,4	2808	5004	0,18
19	3	489,3	1692	3888	0,29
19	4	525,1	2664	5832	0,20
20	1	562,9	2412	5688	0,23
20	2	569,2	2016	4644	0,28
20	3	480,6	2520	5040	0,19
20	4	567,2	2340	4860	0,24
21	1	523,3		6768	
21	2	675,2	2484	5580	0,27
hors cycle	2	592,0			
22	2	440,6	792	1800	0,56
22	9	536,7	1800	3984	0,30
23	2	416,0	1176	2568	0,35
23	6	505,4	936	3192	0,54
24	3	378,4	1296	2688	0,29
25	3	480,4	960	2268	0,50

#### 3.4.4.4. Conclusions

Le suivi des gaz à la sortie et à l'entrée du pilote, ainsi que la mesure de la concentration de l'oxygène dissous dans la colonne est une méthode très fertile en information sur le procédé.

Le transfert d'oxygène s'est avéré plus efficace qu'en boues activées ou que celui de réacteurs non-remplis. Les besoins en air par unité de pollution éliminée sont également réduits. Il est suggéré qu'une partie du substrat organique est éliminé par stockage dans le biofilm, bien qu'il ne soit pas directement consommé.

#### 3.4.5. Commande du procédé et turbidimétrie

Un dispositif est nécessaire afin de déclencher le lavage du géotextile (se référer § 3.3.7.). Quant aux lits granulaires, ce processus est commandé

facilement par la perte de charge dans le réacteur, à l'aide d'une sonde qui détecte la montée de l'eau dans un tuyau. Or, les pertes de charge dans les lits immergés granulaires atteignent quelques dizaines de cmH<sub>2</sub>O, au cours d'une journée de fonctionnement. Le lavage y est effectué parce que le colmatage devient trop important. Par contre, en ce qui concerne le lit à géotextile de nos essais, la perte de charge varie de 1-2 cmH<sub>2</sub>O juste après le lavage, jusqu'au maximum 10 cmH<sub>2</sub>O au bout de quelques jours. Le lavage devient indispensable seulement à cause de la détérioration de la qualité de l'eau à la sortie. Le dépassement d'un certain niveau de qualité ne correspond pas à une valeur donnée de perte de charge. Ce dernier paramètre est donc exclu de la commande automatique du procédé.

On remarque, tableau 6, que la dégradation de la qualité de l'effluent épuré commence toujours par le relargage de MES excessives. Si les MES satisfont les objectifs fixés, les autres paramètres, DBO<sub>5</sub> et DCO, suivent. Cette constatation est à l'origine de l'utilisation du turbidimètre.

Les résultats de la turbidimétrie apparaissent tableau 13 et figure 47.

Tableau 13. Turbidité et MES correspondantes.

CYCLE No.	TEMPS DE FONCTION. jour	MES TURBIDITE		CYCLE No.	TEMPS DE FONCTION. jour	MES TURBIDITE	
		mg/l	ppm SiO <sub>2</sub>			mg/l	ppm SiO <sub>2</sub>
9	2	8	60	10	4	23	77
9	2	11	58	10	5	27	82
9	3	13	76	10	5	35	104
9	3	10	23	10	7	20	79
9	3	3	22	10	7	25	96
9	3	6	26	10	8	38	142
10	1	36	160	10	8	31	122
10	2	5	30	25	8-9	44	200
10	2	8	34	25	8-9	45	170
10	2	7	47	25	8-9	60	250
10	2	10	62	25	8-9	64	250
10	2	12	75	25	8-9	65	250
10	4	7	35	25	8-9	51	205
10	4	7	40	25	8-9	49	175
10	4	11	57	25	8-9	62	250
10	4	24	78	25	8-9	53	230

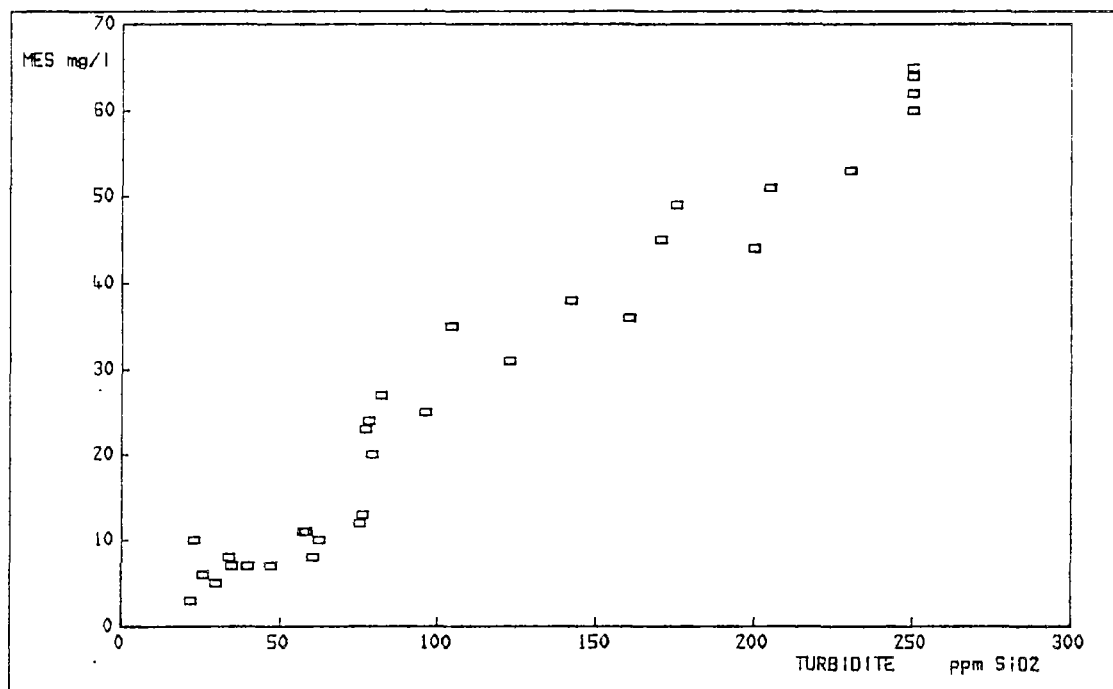


Figure 47. Corrélation entre turbidité et MES à la sortie du pilote.

D'après la corrélation entre les MES et la turbidité, la méthode pourra être utilisée pour la commande automatique des cycles de fonctionnement. Les premiers résultats doivent être confirmés par des suivis plus exhaustifs. Notons, enfin, qu'il est aussi possible de mesurer optiquement les MES à une certaine longueur d'onde par un spectrophotomètre (102).

#### 3.4.6. Changements à l'insufflation d'air dans le réacteur

Le cycle N° 24 a fonctionné avec une aération diminuée de 30%. Toutefois, la teneur en O<sub>2</sub> dissous est restée au niveau habituel (tableau 9). La durée du cycle de fonctionnement a été raccourcie par rapport à la charge volumique appliquée, figure 57. L'effluent à la sortie, après filtration sur papier, donnait une empreinte semblable à celle d'un effluent prélevé quelques minutes après l'arrêt d'aération. Nous pensons que la diminution du débit d'air a provoqué un mauvais brassage qui a fait passer en anaérobiose des parties entières de la colonne.

La précédente hypothèse est corroborée par une observation supplémentaire : une faune de teinte blanchâtre se développait à certains endroits et était visible contre les parois transparentes du pilote, pendant presque tous les cycles de fonctionnement. Son étendue était en général limitée. Cependant, cette biomasse a recouvert une surface sensiblement plus large lors du cycle N° 24. Sous le microscope, on a observé un micro-organisme filamenteux, glissant sur son axe et plein de petits grains. Il s'agissait très probablement de Beggiatoa. Les colonies de Beggiatoa couvrent souvent une biomasse anaérobie avec laquelle elles se trouvent en équilibre écologique

(71). Des essais plus nombreux et plus précis sont nécessaires afin d'évaluer la validité de ces hypothèses.

Le cycle N° 31 qui a été mené avec une insufflation d'air supérieure de 50% au débit habituel, a manifesté une diminution de sa durée par rapport à la charge volumique appliquée, figure 57.

Trois points sur l'axe du débit d'air ne sont pas suffisants pour formuler des hypothèses. L'aération joue un double rôle : elle effectue le transfert d'oxygène et elle provoque le décrochage de la biomasse. Une optimisation est nécessaire afin de définir les meilleures conditions de fonctionnement.

Tableau 14. Résultats des coupures d'aération.

DATE : 23/10/87		DATE : 6/11/87	
DUREE DE COUPURE mn	MES sortie mg/l	DUREE DE COUPURE mn	MES sortie mg/l
0	25	0	45
5	16	5	27
10	15,5	10	29
15	18	15	47
20	24,5	20	52
25	32,5	25	64
30	38	30	56
35	44	35	52
40	47	40	56
45	51		

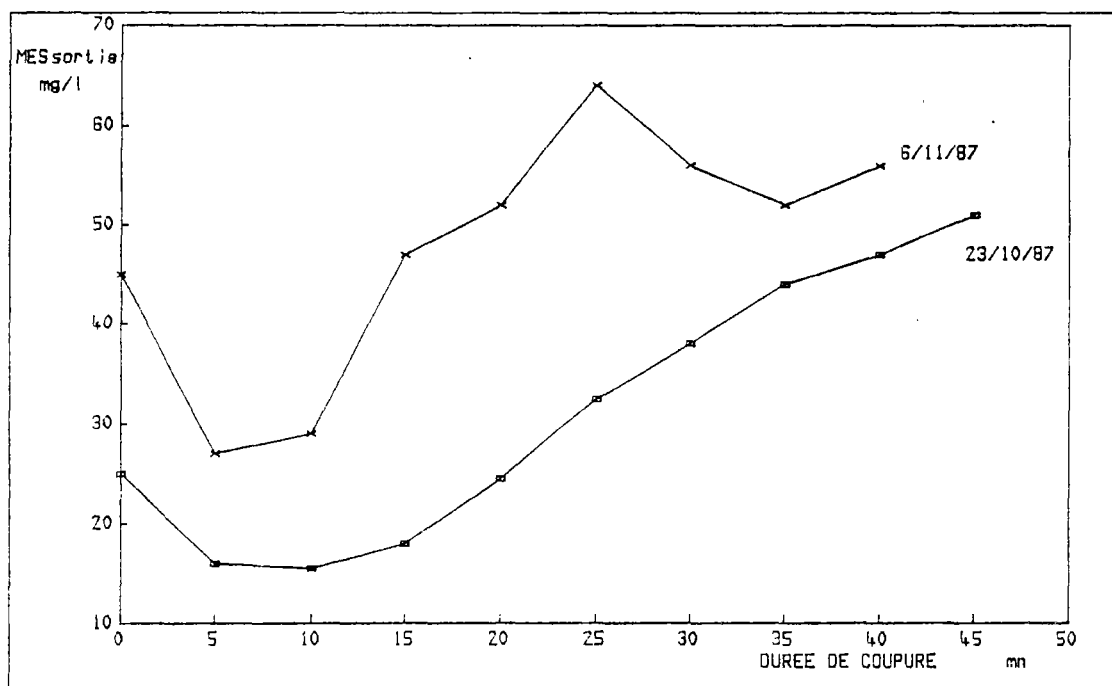


Figure 48. Evolution de la charge particulaire à la sortie du pilote en fonction du temps, après coupure d'aération.

Les coupures d'aération ont confirmé l'importance du remuement provoqué par les bulles d'air, sur la charge particulaire de l'eau épurée (tableau 14 et figure 48).

Pendant un bref intervalle de temps, les matières en suspension à la sortie baissent. Ensuite l'effluent prend une couleur jaune et la charge particulaire remonte en raison de l'anaérobiose engendrée.

Ces essais épisodiques ouvrent une perspective intéressante : l'aération par intermittence.

### 3.4.7. Elimination des boues pendant le lavage

La quantité de boues en MES, extraites après chaque répétition d'une période de lavage de 4 mn, est présentée tableau 15. Le nombre total de répétitions pour chaque cycle de fonctionnement est de 12 fois. Le pourcentage de boues éliminées est aussi calculé afin d'évaluer l'efficacité relative de chaque répétition.

Tableau 15. Elimination des boues pendant le lavage.

LAVAGE DU CYCLE No.29			LAVAGE DU CYCLE No.32		
No. de répétition du lavage	biomasse extraite par répétition g	% éliminée en fin de chaque répétition	No. de répétition du lavage	biomasse extraite par répétition g	% éliminée en fin de chaque répétition
vidage	490,5	10,3	vidage	748,7	7,9
1	2368,8	59,9	1	4311,1	53,1
2	587,1	72,1	2	2019,7	74,3
3	393,9	80,4	3	618,8	80,8
4	185,7	84,3	4	490	85,9
5	177,3	88	5	367,7	89,8
6	139,1	90,9	6	277,2	92,7
7	81,2	92,6	7	134,4	94,1
8	81,2	94,3	8	119,9	95,4
9	91,5	96,2	9	122,7	96,7
10	57,9	97,4	10	114,8	97,9
11	67,2	98,8	11	123,2	99,2
12	56	100	12	79,6	100
<b>SOMME</b>	<b>4777,4</b>		<b>SOMME</b>	<b>9527,8</b>	

On remarque qu'une quantité considérable de MES est retirée par vidange de la colonne avant le lavage. Environ 95% des boues sont éliminées lors des huit premières répétitions. Si l'on admet que la production des boues, pendant le fonctionnement, est répartie à peu près également dans la durée du cycle, une élimination de seulement 95% des boues aura comme conséquence la diminution de 5% de la durée du cycle suivant. De pareilles considérations mènent à l'optimisation du lavage.

### 3.4.8. Appréciation globale des performances du pilote

Avant la présentation des performances, une discussion va être consacrée au choix des critères d'appréciation.

Le rendement, tout d'abord, en pourcentage d'élimination de la pollution organique et/ou de la pollution particulaire, est un paramètre difficile à évaluer. Il doit être accompagné au moins d'une indication du niveau de la pollution à l'entrée du réacteur et d'une indication de la charge hydraulique. Comment, par exemple, comparer deux procédés, dont l'un a un rendement de 90%, pour une concentration de DBO<sub>5</sub> à l'entrée de 300 mg/l et un débit de l'effluent 1 m<sup>3</sup>/h, et l'autre possède les valeurs 95%, 150 mg/l en DBO<sub>5</sub> et 1,5 m<sup>3</sup>/h respectivement ?

En revanche, la charge volumique appliquée ou éliminée englobe déjà la notion de l'intensité du procédé par unité de volume du réacteur et par unité de temps. La charge volumique appliquée nécessite encore un paramètre, comme le rendement en % ou le niveau de rejet respecté, pour rendre compte des performances du procédé. De même, la charge volumique éliminée est un critère assez éloquent lorsqu'elle est appliquée à une certaine fourchette de concentration de pollution dans l'eau usée. Dans tous les cas, il faut rester prudent lorsque l'on compare deux procédés qui ont été essayés à des charges polluantes très différentes.

Un critère important est la nécessité ou non d'un décanteur secondaire. Ce facteur grève le budget d'investissement et rend l'exploitation plus délicate. Il doit être mentionné à toute comparaison.

La DCO est utilisée dans cette étude pour l'évaluation de la charge polluante. Ce paramètre est préféré à la DBO<sub>5</sub> car il est plus précis pour les calculs.

La quantité de biomasse est exprimée par les MES et non pas par les MVS, comme cela se passe d'habitude. La raison de ce choix est que le rapport MVS/MES est resté constant pendant nos essais, figure 49. Ainsi, en choisissant les MES, un facteur d'erreur supplémentaire qui serait provoqué par la mesure des MVS, est supprimé.

En tenant compte de ces considérations critiques, les performances du pilote se résument aux points suivants :

- Le procédé fonctionne par cycles qui durent quelques jours ;
- La charge volumique appliquée atteint 7 kg DCO/m<sup>3</sup>.j pour le niveau de rejet e, couramment admis (DBO<sub>5</sub> ≤ 30mg/l, MES ≤ 30mg/l, DCO ≤ 90mg/l, sur 24 heures), la durée du cycle, dans ce cas, est de 3-4 jours (cycles N° 15, 16, 19) ;
- L'effluent utilisé a une charge organique très faible par rapport à un effluent urbain typique (tableau 6) ;
- Le décanteur secondaire est supprimé ;
- Aucune transformation d'azote n'est observée ;
- Il n'y a pas de risque de colmatage pour les durées de cycles essayées (jusqu'à un mois).

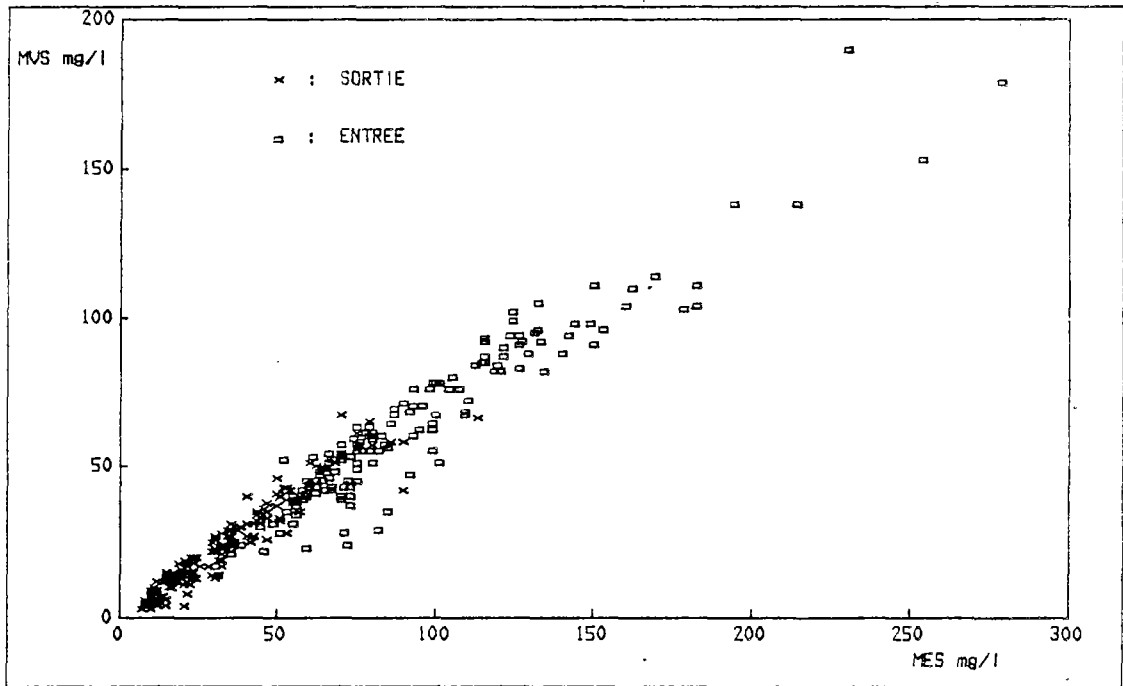


Figure 49. Rapport MVS/MES.



MODELE DE LIT IMMERGE  
NON-GRANULAIRE

---

## 4. MODELE DE LIT IMMERGE, NON-GRANULAIRE

### 4.1. Introduction

La description des résultats du chapitre 3. n'est pas suffisante pour la compréhension du fonctionnement. La charge volumique appliquée, dont le maximum accepté a été mesuré à 7 kg DCO/m<sup>3</sup>.j, n'est pas le seul critère de dimensionnement. Par exemple, il n'existe pas de période de fonctionnement lors des cycles N° 11, 12 et 13 satisfaisant le niveau de rejet admis, bien que la charge volumique appliquée soit inférieure à 7 kg DCO/m<sup>3</sup>.j.

Un modèle devra donc expliquer de pareils résultats, ainsi que les phénomènes concernant les deux phases A et B (§ 3.4.2.).

### 4.2. Développement du modèle

#### Observations initiales :

- Deux phases de fonctionnement (§ 3.4.2.) :  
A = cycle  
B = hors cycle  $\Rightarrow$  lavage
- Ecoulement en mélange parfait (§ 3.4.3.) :  
La concentration d'un substrat dans la colonne est égale à sa concentration à la sortie.

#### Hypothèse :

- Les matières en suspension entrant dans la colonne sont totalement retenues sur la première partie du réacteur. Deux constatations viennent à l'appui de cette hypothèse : d'abord, les pertes de charge ne sont pas également réparties sur toute la hauteur ; le 1/6 de la colonne qui se trouve tout en haut, contribue pour 30-50% de la perte de charge totale. En effet, le dispositif d'accrochage du géotextile provoque un compactage des toiles et un développement dense de la biomasse qui peut agir comme une couche filtrante. Deuxièmement, les MES à la sortie du pilote ne sont pas corrélées avec les MES à l'entrée pendant la phase A. A titre indicatif, les figures 50 et 51 illustrent l'évolution des MES, telles qu'elles se présentent fréquemment.

#### Phase A

Elle est caractérisée par :

- Augmentation rapide de la biomasse fixée.
- Décrochage lent du biofilm.
- Augmentation rapide des pertes de charge qui restent faibles.
- Stabilité de la qualité de l'eau épurée et respect d'un certain niveau de rejet.

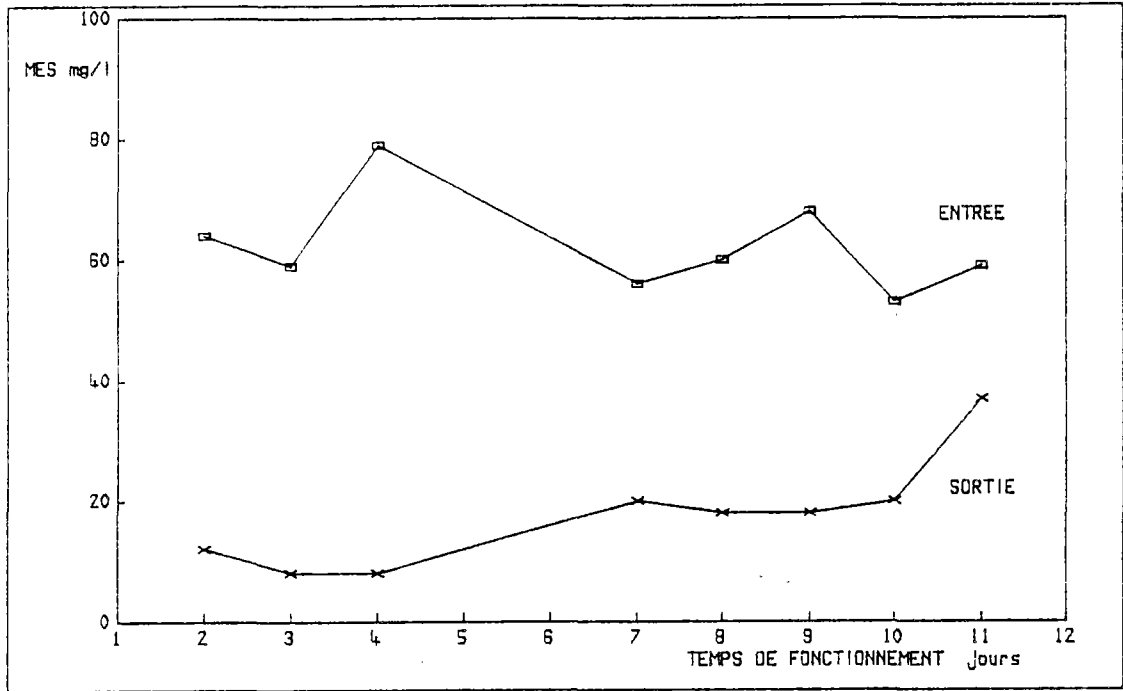


Figure 50. MES à l'entrée et à la sortie du pilote, cycle N° 7.

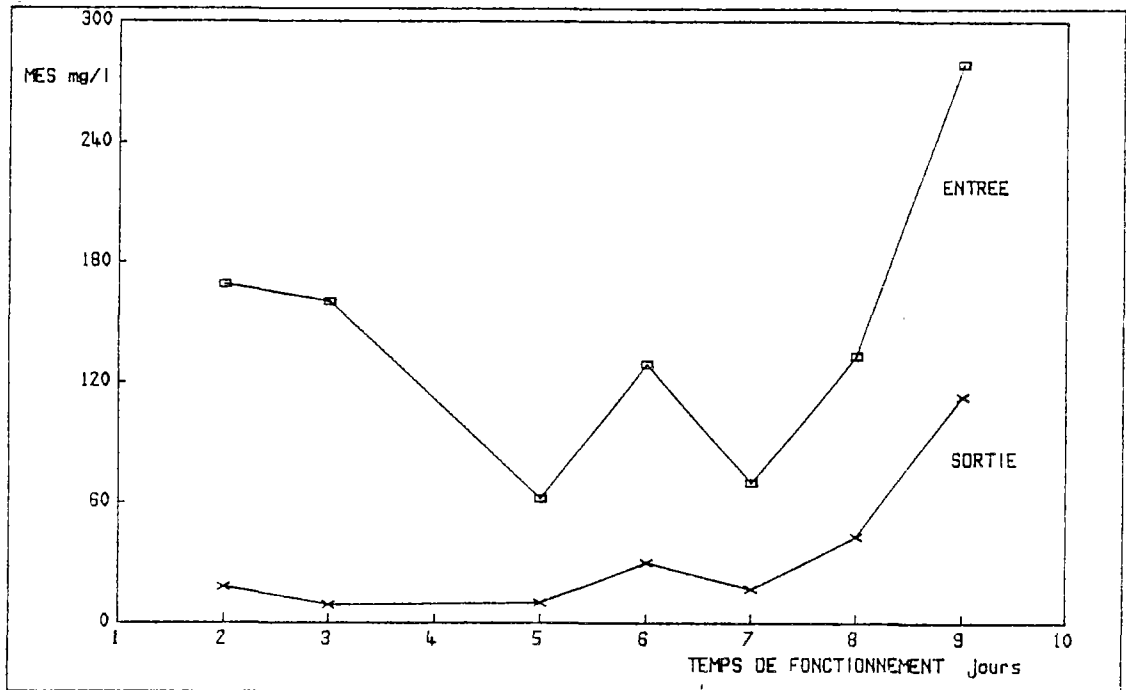


Figure 51. MES à l'entrée et à la sortie du pilote, cycle N° 25.

Le processus de l'épuration se présente schématiquement fig. 52. où :

$C_{EP}$ ,  $C_{SP}$  : Concentration de la pollution particulaire à l'entrée et à la sortie, respectivement ( $M \times L^{-3}$ ).

$C_{ED}$ ,  $C_{SD}$  : Concentration de la pollution dissoute à l'entrée et à la sortie, respectivement ( $M_sL^{-3}$ )

$C_{SP,L}$  : Concentration de la pollution particulaire à la sortie, provenant de production de biomasse libre ( $M_xL^{-3}$ ).

$C_{SP,DECR}$  : Concentration de la pollution particulaire à la sortie, provenant de décrochage ( $M_xL^{-3}$ ).

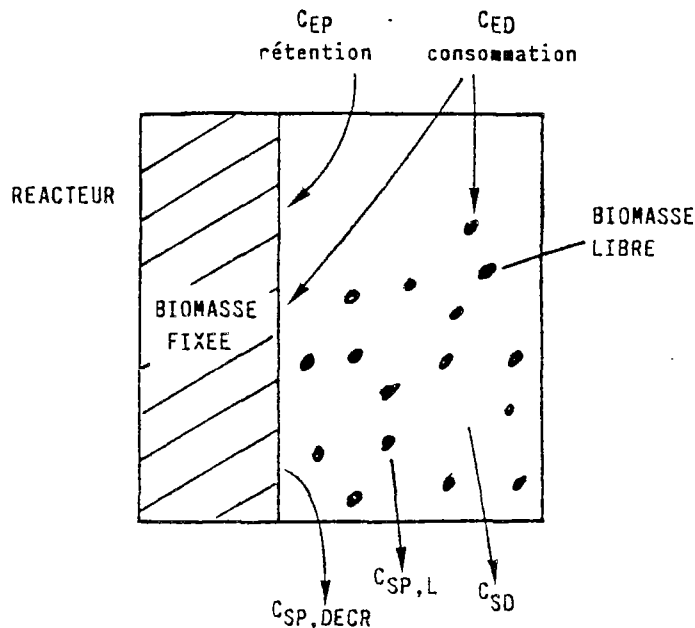


Figure 52. Processus schématique de l'épuration dans un lit immergé, non-granulaire.

La  $C_{EP}$  est totalement retenue, selon l'hypothèse précédente. La  $C_{ED}$  est consommée en partie par la biomasse fixée et en partie par la biomasse libre, et :

$$C_{SP} = C_{SP,L} + C_{SP,DECR} \quad [23]$$

Cinétique globale

Biomasse fixée :

$$r_F = k_F C_{SUBSTRAT} = k_F C_{SD} \quad [24]$$

où

$r_F$  : Vitesse de consommation du substrat organique par la biomasse fixée ( $M_sL^{-3}T^{-1}$ ).

$k_F$  : Coefficient cinétique global pour la biomasse fixée ( $T^{-1}$ ).

$C_{SUBSTRAT}$  : Concentration du substrat organique présent dans la colonne, égale à  $C_{SD}$  en raison du mode d'écoulement ( $M_sL^{-3}$ ).

Biomasse libre :

$$r_L = k_L C_{\text{SUBSTRAT}} = k_L C_{SD} \quad [25]$$

où

$r_L$  : Vitesse de consommation du substrat organique par la biomasse libre ( $M_S L^{-3} T^{-1}$ ).

$k_L$  : Coefficient cinétique global pour la biomasse libre ( $T^{-1}$ ).

### Bilans matière

Le régime est considéré permanent car les variations dans le temps sont très lentes.

- Par rapport à la pollution dissoute :

$$C_{ED} \frac{D}{V} - C_{SD} \frac{D}{V} = r_F + r_L \quad [26]$$

$$[\text{entrée}] - [\text{sortie}] = [\text{consommation}]$$

où

D : Débit d'eau à travers le réacteur ( $L^3 T^{-1}$ ).

V : Volume du réacteur ( $L^3$ ).

[24], [25], [26]  $\Rightarrow$

$$C_{SD} = \frac{1}{1 + \frac{k_g V}{D}} C_{ED} \quad [27]$$

où

$k_g$  : Coefficient global pour l'élimination du substrat organique ( $T^{-1}$ ),

avec

$$k_g = k_F + k_L \quad [28]$$

- Par rapport à la biomasse libre :

$$0 - C_{SP,L} \frac{D}{V} = - r_L \quad [29]$$

$$[\text{entrée}] - [\text{sortie}] = - [\text{production}]$$

[29]  $\Rightarrow$

$$C_{SP,L} = \frac{V}{D} k_L' C_{SD} \quad [30]$$

où

$r_L'$  : Vitesse de production de la biomasse libre ( $M \times L^{-3} T^{-1}$ ).

$k_L'$  : Coefficient cinétique global pour la biomasse libre ( $M \times M_S^{-1} T^{-1}$ ).

#### Pollution particulaire à la sortie

Dans la phase A, on suppose que la charge particulaire décrochée est fonction de la vitesse de l'eau,  $u$ , dans le réacteur :

$$C_{SP,DECR} \frac{D}{V} = f(u) \quad [31]$$

On a donc :

[23], [30], [31]  $\Rightarrow$

$$C_{SP} = \frac{V}{D} [k_L' C_{SD} + f(u)] \quad [32]$$

Remarques :

- Les équations [27] et [32] constituent la base du modèle.
- Il est logique que, dans la réalité, il n'existe pas de séparation absolue entre biomasse libre en développement et matières décrochées. Une particule sortante qui contribue à la concentration  $C_{SP}$ , peut provenir de biofilm décroché qui s'est accru lors de son séjour dans le liquide. Elle participera en même temps à la comptabilisation des concentrations  $C_{SP,L}$  et  $C_{SP,DECR}$ . Ce fait ne met pas en doute la validité des équations [30], [31] et [32] qui désignent la contribution relative à la formation de la pollution particulaire à la sortie du réacteur.

#### 4.3. Identification et calcul des paramètres du modèle

La concentration de la pollution organique dissoute est représentée par la DCO filtrée. La concentration de la pollution organique particulaire est représentée soit par les MES, soit par la différence DCO totale moins DCO filtrée, selon les unités utilisées. Schématiquement :

$$\begin{aligned} C_{ED} &\equiv \text{DCO entrée}(f) \\ C_{SD} &\equiv \text{DCO sortie}(f) \\ C_{EP} &\equiv \text{MES entrée} \quad \text{ou} \quad \text{DCO entrée} - \text{DCO entrée}(f) \\ C_{SP} &\equiv \text{MES sortie} \quad \text{ou} \quad \text{DCO sortie} - \text{DCO sortie}(f) \end{aligned}$$

### 4.3.1. Calcul du coefficient $k_g$

Le coefficient  $k_g$  est calculé à l'aide de l'équation [27] :

$$C_{SD} = \frac{1}{1 + \frac{k_g V}{D}} C_{ED} \quad [27]$$

Une régression linéaire par l'origine est effectuée séparément pour chaque débit (0,5, 1,0 et 1,5 m<sup>3</sup>/h), en utilisant comme variable dépendante les valeurs de la DCO sortie(f) et comme variable indépendante celles de la DCO entrée(f). Le volume V est égal à 0,75 m<sup>3</sup>. La pente de la droite de régression donne  $1/(1 + k_g V/D)$  et le coefficient  $k_g$  en est calculé pour chaque débit.

Si le modèle est valable, le coefficient  $k_g$  doit avoir la même valeur pour les 3 débits. Afin de vérifier l'hypothèse précédente, l'intervalle de confiance de chaque  $k_g$  est calculé à une probabilité de 95%. Les trois intervalles ont une région commune, ce qui justifie aussi, statistiquement, de considérer un coefficient  $k_g$  moyen à partir des trois valeurs, chacune étant pondérée par l'effectif de la population statistique qu'elle représente.

Les points expérimentaux utilisés aux régressions, sont contenus tableau 16. Nous avons retenu là, seulement les points qui appartenaient à la phase A (avec les critères exposés § 3.4.2.).

Tableau 16. Résultats expérimentaux utilisés pour le calcul du coefficient  $k_g$ .

CYCLE	TEMPS DE	DEBIT	DCO	DCO	CYCLE	TEMPS DE	DEBIT	DCO	DCO
No.	FUNCTION.	EAU	entrée	sortie	No.	FUNCTION.	EAU	entrée	sortie
			filtrée	filtrée				filtrée	filtrée
	jours	l/h	mg/l	mg/l		jours	l/h	mg/l	mg/l
3	3	500	60	172	17	3	2000	132	68
3	5	500	90	36	18	1	2000	96	52
3	7	500	66	44	18	2	2000	91	63
4	2	500	93	46	19	1	1500	105	59
4	4	500	76	43	19	3	1500	60	45
4	5	500	96	53	20	1	1500	88	56
4	6	500	65	43	20	2	1500	80	59
4	7	500	76	44	21	2	1500	36	55
4	8	500	70	41	22	2	1000	71	55
5	1	500	82	44	22	3	1000	79	47
6	1	500	78	40	22	4	1000	66	41
6	3	500	49	31	22	5	1000	36	48
6	5	500	58	31	22	6	1000	82	53
6	8	500	55	39	22	7	1000	77	45
7	2	1000	61	47	23	1	1000	112	69
7	3	1000	61	40	23	2	1000	114	56
7	4	1000	55	39	23	3	1000	67	49
7	7	1000	52		23	5	1000	90	47
7	8	1000	55	42	24	2	1000	70	44

7	9	1000	38	32	24	3	1000	112	68
7	10	1000	44	29	25	2	500	80	47
7	11	1000	42	31	25	3	500	76	39
8	1	1000	46	30	25	5	500	68	42
8	2	1000	53	29	25	6	500	72	46
8	4	1000	34	34	25	7	500	67	46
8	5	1000	26	17	26	2	1000	92	52
8	6	1000	23	16	26	3	1000	82	53
9	1	1000	59	25	26	4	1000	80	54
9	2	1000	40	26	26	5	1000	86	57
9	3	1000	60	28	27	1	1000	48	37
9	4	1000	48	30	27	2	1000	40	24
9	5	1000	60	26	27	3	1000	50	33
10	1	1000	74	53	27	4	1000	35	31
10	2	1000	49	28	27	5	1000	54	39
10	4	1000	59	34	27	6	1000	51	39
10	5	1000	61	43	27	7	1000	31	24
10	6	1000	58	41	27	8	1000	83	53
10	8	1000	57	40	27	9	1000	69	42
10	9	1000	59	40	28	1	500	329	146
11	1	500	217	84	28	2	500	437	179
11	2	500	217	80	29	1	1500	136	108
11	3	500	217	96	29	2	1500	174	158
12	1	500	323	137	30	1	500	238	107
13	1	500	179	96	30	2	500	232	113
14	2	1000	65	38	30	3	500	197	86
15	1	1500	62	46	30	4	500	207	106
15	2	1500	73	52	31	1	500	122	68
15	3	1500	60	38	31	2	500	122	59
15	5	1500	67	45	31	3	500	99	48
16	1	1500	79	54	31	4	500	103	48
16	2	1500	66	43	31	5	500	87	44
16	3	1500	68	39	31	6	500	106	41
16	4	1500	69	51	31	7	500	159	82
16	5	1500	63	48	31	8	500	129	58
17	1	2000	103	71	31	9	500	111	48
17	2	2000	76	44	32	1	1500	107	44

Rappelons que la droite de régression de  $y$  en  $x$  passant par l'origine, est exprimée par les deux formules :

$$y = b_{yx} \cdot x$$

$$\text{avec } b_{yx} = \frac{\sum x_i y_i}{\sum x_i^2}$$

- Pour un débit eau  $0,5 \text{ m}^3/\text{h}$ , figure 53 :

Régression par l'origine  $\Rightarrow$

$$C_{SD} = 0,4532 C_{ED}$$

d'où



$$k_{g(0,5 \text{ m}^3/\text{h})} = 0,8044 \text{ h}^{-1}$$

En considérant le rapport des points  $C_{SD}/C_{ED}$ , l'analyse statistique donne :

- effectif : 39
- moyenne : 0,5115
- variance :  $9,36 \cdot 10^{-3}$
- pour un niveau de probabilité de 95%, l'intervalle de confiance de la moyenne est :

$$0,4802 < C_{SD}/C_{ED} < 0,5428 \quad \Rightarrow$$

$$0,5679 \text{ h}^{-1} < k_{g(0,5 \text{ m}^3/\text{h})} < 0,7222 \text{ h}^{-1}$$

- Pour un débit eau 1 m<sup>3</sup>/h, figure 54 :

Régression par l'origine  $\Rightarrow$

$$C_{SD} = 0,6316 C_{ED}$$

d'où

$$k_{g(1 \text{ m}^3/\text{h})} = 0,7776 \text{ h}^{-1}$$

En considérant le rapport des points  $C_{SD}/C_{ED}$ , l'analyse statistique donne :

- effectif : 51
- moyenne : 0,6627
- variance :  $1,3 \cdot 10^{-2}$
- pour un niveau de probabilité de 95%, l'intervalle de confiance de la moyenne est :

$$0,6310 < C_{SD}/C_{ED} < 0,6944 \quad \Rightarrow$$

$$0,5990 \text{ h}^{-1} < k_{g(1 \text{ m}^3/\text{h})} < 0,7831 \text{ h}^{-1}$$

- Pour un débit eau 1,5 m<sup>3</sup>/h, figure 55 :

Régression par l'origine  $\Rightarrow$

$$C_{SD} = 0,7151 C_{ED}$$

d'où

$$k_{g(1,5 \text{ m}^3/\text{h})} = 0,7966 \text{ h}^{-1}$$

En considérant le rapport des points  $C_{SD}/C_{ED}$ , l'analyse statistique donne :

- effectif : 17
- moyenne : 0,6818
- variance :  $1,2 \cdot 10^{-2}$
- pour un niveau de probabilité de 95%, l'intervalle de confiance de la moyenne est :

$$0,6254 < C_{SD}/C_{ED} < 0,7382 \Rightarrow$$

$$0,7027 \text{ h}^{-1} < k_{g(1,5 \text{ m}^3/\text{h})} < 1,1746 \text{ h}^{-1}$$

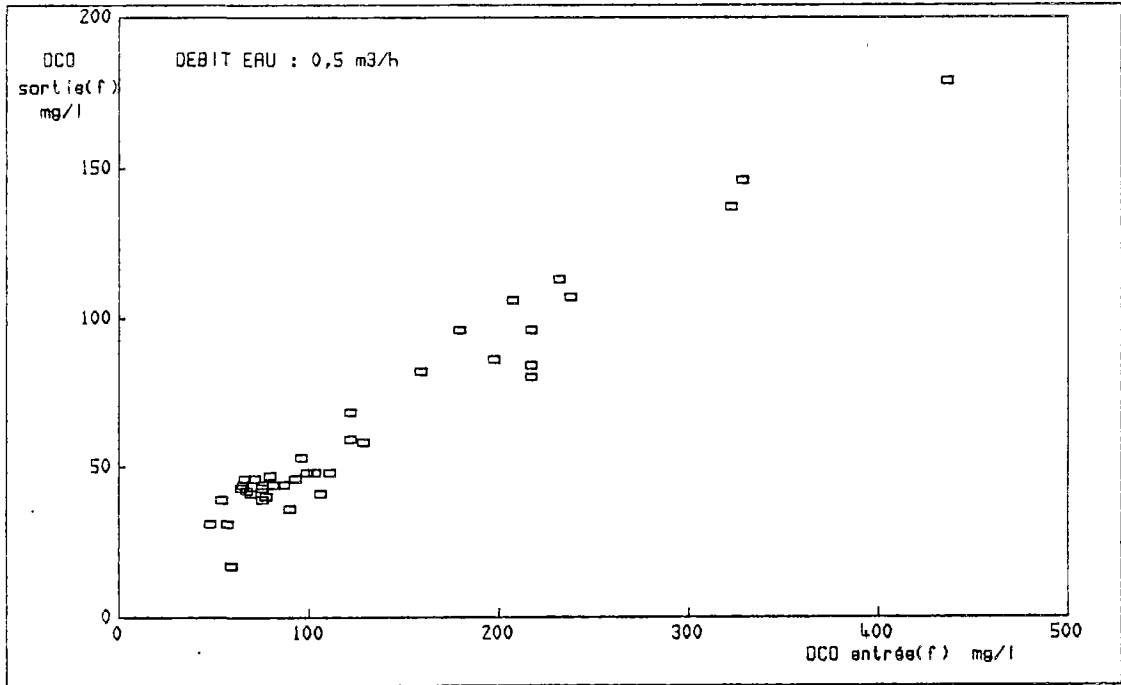


Figure 53. Pollution organique dissoute à la sortie en fonction de la pollution organique dissoute à l'entrée, débit d'eau 0,5 m<sup>3</sup>/h.

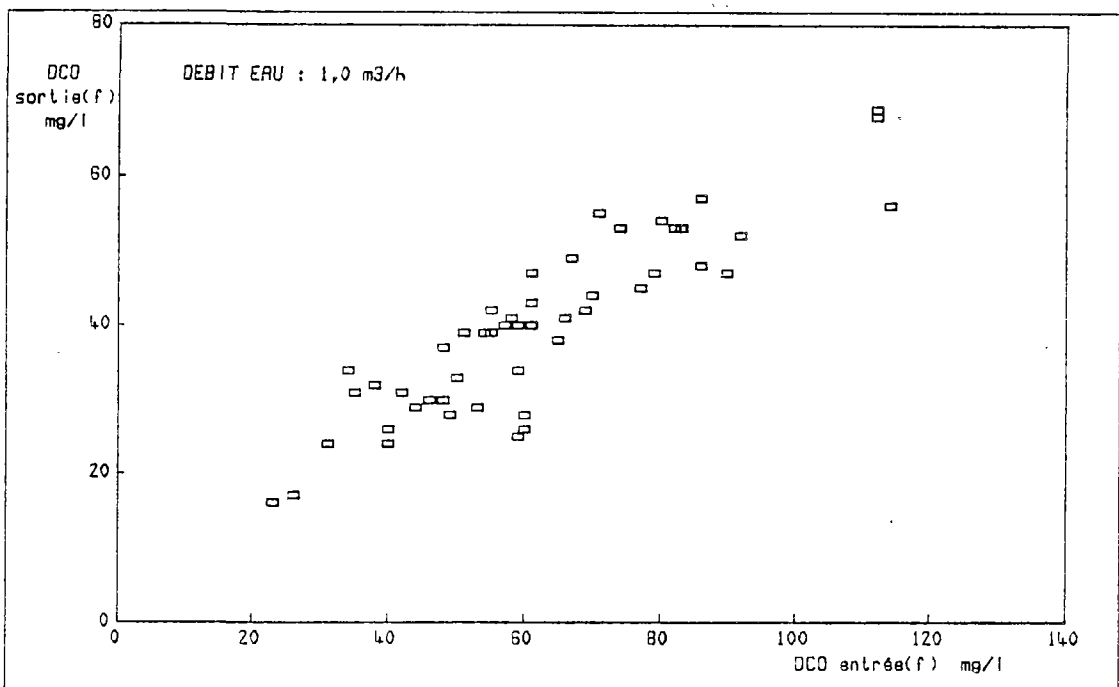


Figure 54. Pollution organique dissoute à la sortie en fonction de la pollution organique dissoute à l'entrée, débit d'eau 1 m<sup>3</sup>/h.

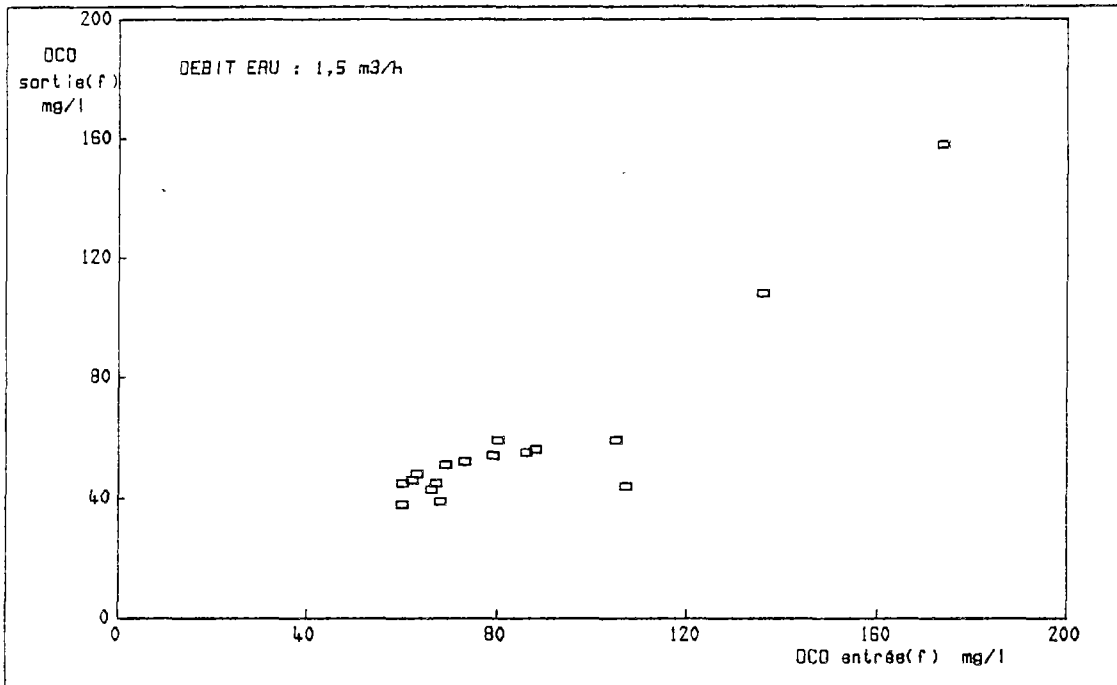


Figure 55. Pollution organique dissoute à la sortie en fonction de la pollution organique dissoute à l'entrée, débit d'eau 1,5 m³/h.

Puisque les trois intervalles s'entrecoupent, le coefficient  $k_g$  est calculé comme :

$$k_g = \frac{39 \cdot 0,8044 + 51 \cdot 0,7776 + 17 \cdot 0,7966}{39 + 51 + 17} \text{ h}^{-1}$$

et finalement :

$$\underline{k_g \approx 0,8 \text{ h}^{-1}}$$

#### 4.3.2. Calcul du coefficient $k_L'$

Lorsque le débit est faible (0,5 m³/h) et la concentration  $C_{SD}$  est grande (cycles N° 11, 12, 13, 28 et 30), la contribution de la vitesse de l'eau sur le décrochage des MES est considérée négligeable. L'équation [32] devient :

$$C_{SP} \approx \frac{V}{D} k_L' C_{SD}$$

Les points expérimentaux retenus pour le calcul du coefficient  $k_L'$  sont rassemblés tableau 17. Puisque les points ne sont pas étalés, on ne fait pas de régression, mais on calcule la moyenne du rapport  $C_{SP}/C_{SD}$ , qui est représentée par le rapport MES sortie/DCO sortie(f), figure 56.

Tableau 17. Résultats expérimentaux utilisés pour le calcul du coefficient  $k_L'$ .

CYCLE No.	TEMPS DE FONCTION. jours	DEBIT EAU l/h	DCO sortie filtrée mg/l	MES sortie mg/l	MES sortie
					DCO sortie(f)
11	1	500	84	38	0,452
11	2	500	80	44	0,550
11	3	500	96	31	0,323
-----					
12	1	500	137	47	0,343
12	2	500	175	54	0,309
12	3	500	145	62	0,428
-----					
13	1	500	96	34	0,354
13	2	500	96	57	0,594
-----					
28	1	500	146	42	0,288
28	2	500	179	47	0,263
-----					
30	1	500	107	33	0,308
30	2	500	113	46	0,407
30	3	500	86	31	0,360
30	4	500	106	45	0,425
30	5	500	81	36	0,444

MOYENNE : 0,390  
ECART TYPE : 0,095

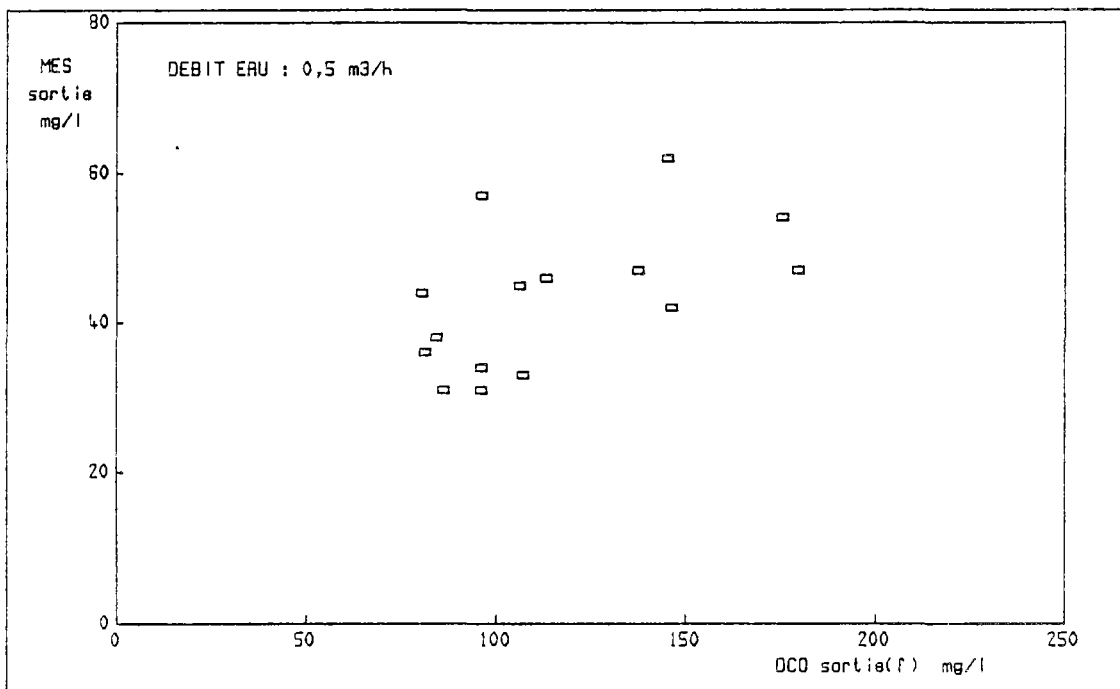


Figure 56. Pollution particulaire en fonction de la pollution dissoute à la sortie.

On trouve ( $V = 0,875 \text{ m}^3$  et  $D = 0,5 \text{ m}^3/\text{h}$ ) :

$$k_L' (V/D) = 0,39 \Rightarrow$$

$$\underline{k_L' = 0,22 \text{ kg MES}/(\text{kg DCO}\cdot\text{h})}$$

#### 4.3.3. Estimation de la fonction f(u)

Le coefficient  $k_L'$  étant déjà connu, il est possible de calculer la contribution du développement de la biomasse libre sur les MES de la sortie, à l'aide de l'équation [30]. Si cette valeur est déduite de la concentration des MES de la sortie, la différence désigne la biomasse décrochée :

$$C_{SP} - C_{SP,L} = C_{SP,DECR}$$

Pour chaque débit, on trouve la moyenne de la différence. Les points expérimentaux utilisés et les différences sont rassemblés tableau 18.

Finalement, les valeurs de la fonction  $f(u)$  (équation [31]) sont présentées tableau 19.

Tableau 18. Résultats expérimentaux utilisés pour le calcul de la fonction  $f(u)$ .

CYCLE No.	TEMPS DE FONCT. jour	DCO filt. sortie mg/l	MES sortie mg/l	MES calcul. équation [30]	DIFFE-RENCE	CYCLE No.	TEMPS DE FONCT. jour	DCO filt. sortie mg/l	MES sortie mg/l	MES calcul. équation [30]	DIFFE-RENCE
DEBIT : 1,0 m <sup>3</sup> /h						DEBIT : 0,5 m <sup>3</sup> /h					
7	2	47	12	9	3	3	5	36	10	14	-4
7	3	40	8	8	0	3	7	44	11	17	-6
7	4	39	8	8	0	3	10	47	21	18	3
7	7	48	20	9	11	3	11	43	32	17	15
7	8	42	18	8	10	4	2	46	18	18	0
7	9	32	18	6	12	4	4	43	18	17	1
7	10	29	20	6	14	4	5	53	22	20	2
8	1	30	11	6	5	4	6	43	21	17	4
8	2	29	13	6	7	4	7	44	14	17	-3
8	4	34	23	7	16	4	8	41	16	16	0
8	5	17	24	3	21	5	1	44	10	17	-7
8	6	16	21	3	18	6	1	40	19	15	4
9	1	25	23	5	18	6	3	31	12	12	0
9	2	26	21	5	16	6	5	31	8	12	-4
9	3	28	12	5	7	6	8	39	21	15	6
9	4	30	14	6	8	25	2	47	18	18	0
9	5	26	18	5	13	25	3	39	9	15	-6
10	1	53	32	10	22	25	5	42	10	16	-6
10	2	28	10	5	5	25	6	46	30	18	12
10	4	34	10	7	3	25	7	46	17	18	-1

10	5	43	22	8	14
10	6	41	20	8	12
10	8	40	19	8	11
10	9	40	25	8	17
14	1	47	19	9	10
14	2	38	19	7	12
22	1	67	36	13	23
22	2	55	23	11	12
22	3	47	17	9	8
22	4	41	15	8	7
22	5	48	16	9	7
22	6	53	18	10	8
23	1	69	22	13	9
23	2	56	15	11	4
23	3	49	15	9	6
23	5	47	17	9	8
24	2	44	20	8	12
24	3	68	29	13	16
24	4	86	36	17	19
26	2	52	21	10	11
26	3	53	17	10	7

MOYENNE : 11  
ECART TYPE : 6

DEBIT : 2,0 m3/h

17	1	71	53	7	46
17	2	44	41	4	37
17	3	68	41	7	34
17	4	64	51	6	45
17	5	72	41	7	34
18	1	52	50	5	45
18	2	63	33	6	27
18	3	91	51	9	42

MOYENNE : 39  
ECART TYPE : 7

31	1	68	33	26	7
31	2	59	24	23	1
31	3	48	19	18	1
31	4	48	12	18	-6
31	5	44	12	17	-5
31	6	41	12	16	-4
31	7	82	19	32	-13
31	8	58	16	22	-6
31	9	48	33	18	15

MOYENNE : 0  
ECART TYPE : 7

DEBIT : 1,5 m3/h

15	1	46	25	6	19
15	2	52	23	7	16
15	3	38	22	5	17
16	1	54	24	7	17
16	2	43	15	6	9
16	3	39	35	5	30
16	4	51	33	7	26
16	5	48	31	6	25
19	1	59	26	8	18
19	2	46	30	6	24
19	3	45	32	6	26
20	1	56	37	7	30
20	2	59	36	8	28
21	2	55	31	7	24

MOYENNE : 22  
ECART TYPE : 6

Tableau 19. Valeurs de la fonction f(u) pour différentes vitesses.

DEBIT D m3/h	VITESSE V m/h	DECROCHAGE C <sub>SP, DECR</sub> mg/l	f(u) mg/(l·h)
0,0	0,00	0	0,0
0,5	2,17	0	0,0
1,0	4,34	11	14,7
1,5	6,51	22	44,0
2,0	8,68	39	104,0

Une régression non-linéaire donne :

$$f(u) = 4,365 \cdot e^{0,373 \cdot u} - 6,837 \quad [33]$$

où

$$u = \frac{\text{Débit}}{\text{Section}} \quad \text{en m/h}$$

et  $f(u)$  en mg/(l.h).

Le coefficient de détermination est 0,99. L'équation [33] est purement empirique. Les valeurs négatives de la  $f(u)$  ne sont pas admises, c'est pourquoi on pose  $f(u) = 0$  lorsque  $u < 1,2031$  m/h.

Selon RITTMANN (103), la fonction  $f(u)$ , qu'il appelle vitesse de perte de biofilm (biofilm loss rate), est proportionnelle à la quantité de la biomasse fixée et, également, pour un matériau granulaire, elle est proportionnelle à un facteur  $u^{0,59}$ . Une confrontation rapide avec les données du tableau 18 dément la première proportionnalité, si on admet que la biomasse fixée augmente constamment dans chaque cycle. Par ailleurs, une confrontation avec l'équation [33] en nie la seconde.

SPEITEL et al. (104) proposent qu'un deuxième terme soit ajouté à la fonction  $f(u)$ . Ce terme va être proportionnel à la vitesse de croissance de la biomasse :

$$[\text{vitesse de décrochage}] = f(u) + c \cdot [\text{vitesse de croissance}]$$

La concentration élevée des MES à la sortie, pendant le cycle 29, incite à l'acceptation d'une telle dépendance.

#### 4.4. Influence de la température et nature des coefficients $k_g$ et $k_L'$

Des résultats de différentes températures ont été utilisés aux chapitres 4.3.1. et 4.3.2. pour le calcul des coefficients  $k_g$  et  $k_L'$ . Cela implique que la dépendance des  $k_g$  et  $k_L'$  de la température soit très petite.

En effet, l'analyse statistique pour les points des courbes 53, 54, 55 et 56 montre qu'il est impossible de distinguer l'influence de la température. C'est pourquoi les calculs des chapitres 4.3.1. et 4.3.2. sont supposés valides pour la plage des températures étudiées, soit 12 à 22°C, autrement dit autour d'une température moyenne de 17°C.

La constatation précédente constitue une première allusion sur la nature des  $k_g$  et  $k_L'$ . Les deux coefficients ne représentent probablement pas la vitesse spécifique de consommation du substrat (équation [3]), car celle-ci a une dépendance marquée vis-à-vis de la température. Par contre, les coefficients de diffusion moléculaire varient moins avec la température que les coefficients du métabolisme biologique (41).

La forme des équations [24] et [25] fait penser à une diffusion qui peut s'exprimer comme :

$$\frac{dC}{dt} = \frac{S}{V} \frac{D_L}{L} (C-C')$$

où

V : Volume (L<sup>3</sup>).

dC/dt : Vitesse de diffusion (ML<sup>-3</sup>T<sup>-1</sup>).

S : Surface de diffusion (L<sup>2</sup>).

D<sub>L</sub> : Coefficient de diffusion moléculaire dans une couche limite (L<sup>2</sup>T<sup>-1</sup>).

L : Epaisseur de la couche limite (L).

(C-C') : Différence des concentrations sur les 2 côtés de la couche limite (ML<sup>-3</sup>).

Si la concentration C<sub>SD</sub> remplace la différence (C-C'), en supposant que la consommation du substrat diffusé est immédiate (C'=0), le coefficient k<sub>g</sub> s'identifie, à l'aide des équations [24], [25] et [28], à :

$$k_g = \frac{S}{V} \frac{D_L}{L} \quad [34]$$

L'analyse effectuée au chapitre 4.3.1. a omis volontairement les résultats concernant les cycles à débit d'eau 2 m<sup>3</sup>/h. Le coefficient k<sub>g</sub> est calculé de la même façon, pour 2 m<sup>3</sup>/h :

$$k_{g(2 \text{ m}^3/\text{h})} = 1,8 \text{ h}^{-1}$$

La valeur est supérieure à celle qui a déjà été admise (§ 4.3.1.). Cet évènement apparaît pour deux raisons :

- à un débit de 2 m<sup>3</sup>/h, la vitesse de l'eau provoque une diminution importante de la couche L ;
- la vitesse de l'eau engendre un décrochage très important qui aboutit à une augmentation de la surface de diffusion S.

La valeur k<sub>g(2 m<sup>3</sup>/h)</sub> se présente donc augmentée (équation [34]).

On conclue que la diffusion du substrat organique est le facteur qui contrôle la cinétique de l'épuration dans le pilote.



#### 4.5. Durée de cycle

On fait l'hypothèse qu'après chaque lavage, il y a à peu près la même quantité de biomasse fixée restant dans le réacteur. Lors d'un cycle de fonctionnement, phase A, le film biologique augmente de  $\Delta m_c$  kg et ensuite, on passe dans la phase B où la pollution ne peut plus être fixée comme avant. La masse  $\Delta m_c$  qu'il est possible de retenir entre deux lavages dans la colonne, est supposée constante ; le temps  $t_c$  nécessaire à l'accumulation de la quantité  $\Delta m_c$  est la durée de cycle, et il est estimé de la façon suivante :

[accumulation de biofilm fixé] = [MES entrée retenues] +

[accroissement des micro-organismes] - [MES décrochées]

[24], [31]  $\Rightarrow$

$$\frac{1}{V} \frac{dm}{dt} = C_{EP} \frac{D}{V} + k_F' C_{SD} - f(u) \quad [35]$$

où

$V$ ,  $C_{EP}$ ,  $D$ ,  $C_{SD}$ , et  $f(u)$  ont été définis chapitre 4.2.

et

$k_F'$  : Coefficient cinétique global pour la biomasse fixée, de la même nature que  $k_F$ , mais exprimé en kg MES/(kg DCO.h).

En considérant des valeurs moyennes, l'équation [35] s'intègre :

$$\frac{1}{t_c} = \frac{V}{\Delta m_c} \left[ \left( C_{EP} \frac{D}{V} \right) - f(u) + k_F' \bar{C}_{SD} \right] \quad [36]$$

Une régression linéaire par rapport aux deux variables indépendantes

$$\left( C_{EP} \frac{D}{V} \right) - f(u) \quad \text{et} \quad \bar{C}_{SD}$$

va fournir les coefficients

$$\frac{V}{\Delta m_c} \quad \text{et} \quad \frac{V}{\Delta m_c} k_F'$$

La régression est effectuée avec les valeurs du tableau 20.

Tableau 20. Durée de cycle (phase A).

CYCLE No.	DUREE DU CYCLE jours	CHARGE VOL. APPLIQUEE MOYENNE MES entrée kg/m <sup>3</sup> ·j	DCO sortie(f) MOYENNE mg/l	FONCTION f(u) (tableau 19) kg/m <sup>3</sup> ·j
3	12	1,36	37,4	0,000
7	10	2,01	38,2	0,353
10	10	2,04	39,9	0,353
15	4,5	3,28	45,3	1,056
16	6	3,06	46,5	1,056
19	3,5	5,09	51,2	1,056
20	2,5	6,18	59,0	1,056
21	2,5	6,64	55,5	1,056
22	7,5	2,26	51,1	0,353
23	6	2,71	56,4	0,353
24	4	2,90	66,0	0,353
25	7,5	1,93	46,2	0,000
27	>11	1,38	35,8	0,353
28	2,5	2,14	152,0	0,000
31	8,5	1,23	55,1	0,000

Le résultat de la régression est :

$$\frac{1}{t_c} = 0,0653 \left[ \overline{C_{EP} \frac{D}{V}} - f(u) \right] + 0,00228 \overline{C_{SD}} - 0,0829$$

avec r multiple = 0,9782

Bien que le coefficient de corrélation soit proche du 1, le terme constant  $-0,0829 \text{ j}^{-1}$  ne s'interprète pas physiquement dans le modèle. Toutefois, nous pensons que l'équation [36] n'est pas mise en évidence, car nous ne disposons que d'une trop étroite gamme de valeurs expérimentales pour  $C_{SD}$ . Si on omet le cycle N° 28 du tableau 20, les valeurs de la  $\overline{C_{SD}}$  restent dans une étroite fourchette et peuvent être remplacées par leur moyenne : 48,8 mg/l. Sans les résultats du cycle N° 28, la régression pour une seule variable indépendante prend la forme :

$$\frac{1}{t_c} = 0,0728 \left[ \overline{C_{EP} \frac{D}{V}} - f(u) \right] + 0,0107$$

avec r = 0,9519

Puisqu'on a supposé  $\overline{C_{SD}} = 48,8 \text{ mg/l}$ , le terme constant se décompose en  $0,0107 = 0,000219 \cdot 48,8 = 0,000219 \cdot \overline{C_{SD}}$ . Ensuite, la durée de cycle est exprimée par la formule :

$$\frac{1}{t_c} = 0,0728 \left[ C_{EP} \frac{D}{V} - f(u) \right] + 0,000219 \overline{C_{SD}}$$

Ainsi, on calcule :

$$\Delta m_c = 10 \text{ kg}$$

$$k_F' = 0,125 \text{ kg MES}/(\text{kg DCO}\cdot\text{h})$$

La valeur du paramètre  $\Delta m_c$  se situe dans le même ordre de grandeur que les valeurs mesurées § 3.4.7.

Finalement, une corrélation empirique apparaît également figure 57, entre la durée de cycle et la charge moyenne appliquée en DCO.

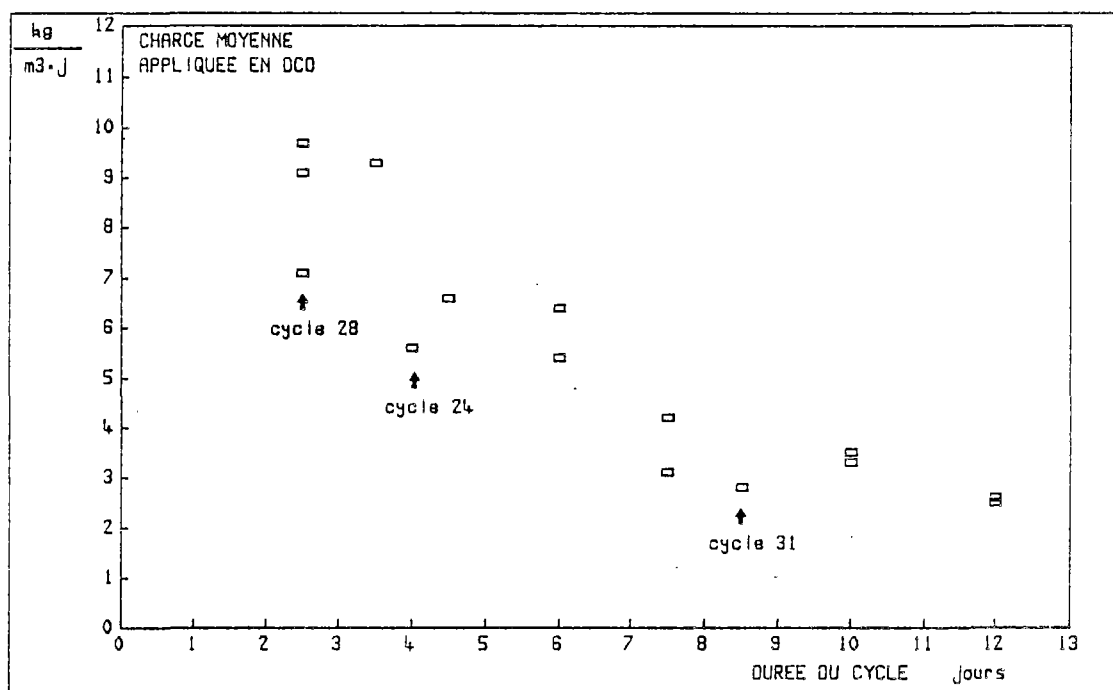


Figure 57. Charge volumique moyenne en DCO pouvant être appliquée pendant un cycle en fonction de la durée de cycle.

#### 4.6. Phase B, hors cycle

Notre étude a été orientée uniquement vers le fonctionnement dans la phase A. Ainsi, les caractéristiques de la phase B sont-elles exposées sommairement :

- Augmentation brusque des MES à la sortie.
- Augmentation lente des pertes de charge.
- Instabilité de la qualité de l'eau à la sortie.

Le matériau de remplissage a une certaine capacité de fixation. Une sorte de saturation de cette capacité survient à la fin de la phase A. Le réacteur ne peut plus fixer la biomasse qui se développe en état libre. Un décrochage supplémentaire se produit à cause du passage d'une partie de biofilm en anaérobiose qui provoque la formation des gaz et la destabilisation mécanique de la structure fixée.

Les mêmes principes qu'avant, § 4.2., seront utilisés afin de modéliser la phase B.

#### 4.7. Discussion

Le modèle de lit immergé non-granulaire est appliqué lorsque deux conditions sont en vigueur : le taux de vide pour le matériau de garnissage est proche de 100% et un lavage est possible. Dans ce cas, la biomasse libre et fixée contribuent en même temps à l'épuration, et l'élimination périodique de la biomasse fixée, par lavage, conserve le niveau de qualité de l'eau épurée.

L'idée essentielle du modèle réside dans la méthodologie suivie et non pas sur les équations obtenues, qui pourront être différentes suivant la spécificité de chaque cas.

L'analyse des précédents chapitres présente une lacune importante : elle ne fait pas apparaître le rôle de l'oxygène dissous. Tout se passe comme si le substrat organique était le seul facteur limitant. Cette hypothèse constitue déjà un axe de recherche ultérieure.

Un autre point, qui n'a pas été étudié, est la densité d'arrangement des nappes de géotextile. Son augmentation aura probablement comme effet une plus grande capacité de fixation et, en conséquence, une prolongation de la durée de cycle. En revanche, les matières décrochées seront plus nombreuses. A partir d'une certaine densité, des phénomènes de filtration vont faire leur apparition dans tout le massif épuratoire. L'étude de cette influence constitue une deuxième orientation de continuation de nos essais.

Enfin, le modèle ne réussit pas à expliquer les valeurs élevées des MES à la sortie, pendant le cycle 29. On peut supposer que le développement rapide de la biomasse fixée dans ce cas, provoque un décrochage plus important. Cela revient à dire que le décrochage n'est pas seulement fonction de la vitesse de l'eau mais aussi de la vitesse de croissance de la biomasse (104).

## MODE DE DIMENSIONNEMENT

---

## 5. MODE DE DIMENSIONNEMENT

L'étude de dimensionnement se réfère à un réacteur et à un procédé identiques à ceux qui ont été décrits tout au long de ce rapport. L'effluent brut doit avoir, bien entendu, des caractéristiques similaires à celui déjà utilisé. Dans tout autre cas, des essais pilotes fourniront les nouvelles conditions de fonctionnement et des valeurs convenables pour les coefficients du modèle.

Les équations et les symboles de ce chapitre sont les mêmes qu'au chapitre 4. Pour des raisons de simplicité, leur signification ne va pas être répétée.

On calcule d'abord la relation qui exprime les MES à la sortie. Les équations [27] et [32] donnent :

$$C_{SP} = k_L' \frac{C_{ED}}{D/V + k_g} + f(D/S) \cdot \frac{V}{D} \quad [37]$$

Ensuite, la concentration totale en DCO à la sortie,  $C_s$  est estimée :

$$C_s = C_{SD} + X C_{SP}$$

où

X est l'équivalent en DCO des MES (kg DCO/kg MES).

A l'aide des équations [27] et [37], on a :

$$C_s = \frac{C_{ED}}{1 + \frac{k_g V}{D}} + X k_L' \frac{C_{ED}}{D/V + k_g} + X \cdot f(D/S) \cdot \frac{V}{D} \quad [38]$$

La variable  $f(D/S)$  est calculée par la formule [33]. Rappelons que  $f(D/S) = 0$  lorsque  $D/S < 1,2031$  m/h.

Le coefficient X est estimé à partir des résultats expérimentaux, comme la moyenne du rapport :

$$X = \text{moyenne} \left( \frac{\text{DCO sortie} - \text{DCO sortie}(f)}{\text{MES sortie}} \right)$$

Seuls les résultats pour lesquels MES sortie  $\geq 30$  mg/l, sont utilisés pour le calcul de la moyenne, car l'erreur sur les petites valeurs est trop importante.

On a trouvé  $X = 0,63$  kg DCO/kg MES, l'écart type est 0,29.

L'équation [38] est de deuxième degré par rapport au volume V. Elle a une solution acceptable pour toute  $C_s < C_{ED}$ . Elle exprime le volume requis en fonction de la section du réacteur, pour une concentration dissoute à l'entrée, une concentration totale à la sortie et un débit donnés.

La variable  $C_{ED}$  est éliminée entre les équations [37] et [38] qui aboutissent à la formule suivante :

$$V = \frac{C_{SP} D}{k_L C_S - X k_L' C_{SP} + f(D/S)} \quad [39]$$

La formule [39] définit les volumes et les sections admis pour une certaine concentration des MES à la sortie.

Les formules [38] et [39] sont tracées sur les mêmes graphiques, figures 58, 59, 60 et 61.

La durée de cycle est estimée à l'aide de la figure 57, ou mieux, à l'aide de l'équation [36] si on a réussi à déterminer ses paramètres au préalable.

On remarque, figures 58, 59, 60 et 61, que la concentration de la pollution dissoute à l'entrée ne doit pas dépasser 180 mg DCO/l, si on ne veut pas avoir plus de 30 mg MES/l à la sortie. Dans le cas d'un effluent qui est davantage chargé, il faut envisager l'utilisation de deux étages pour l'épuration de l'eau jusqu'au niveau défini.

L'optimum en dimensionnement sera fonction des contraintes technico-économiques.

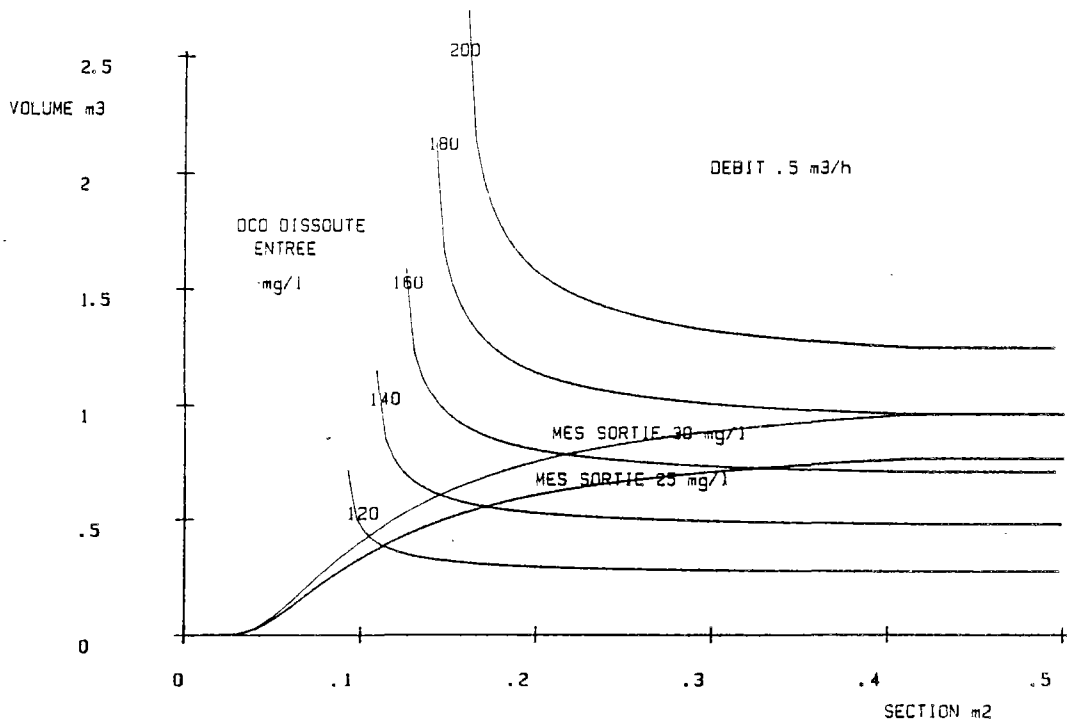


Figure 58. Abaques de dimensionnement pour un débit d'eau 0,5 m<sup>3</sup>/h. La DCO à la sortie est fixée à 90 mg/l.

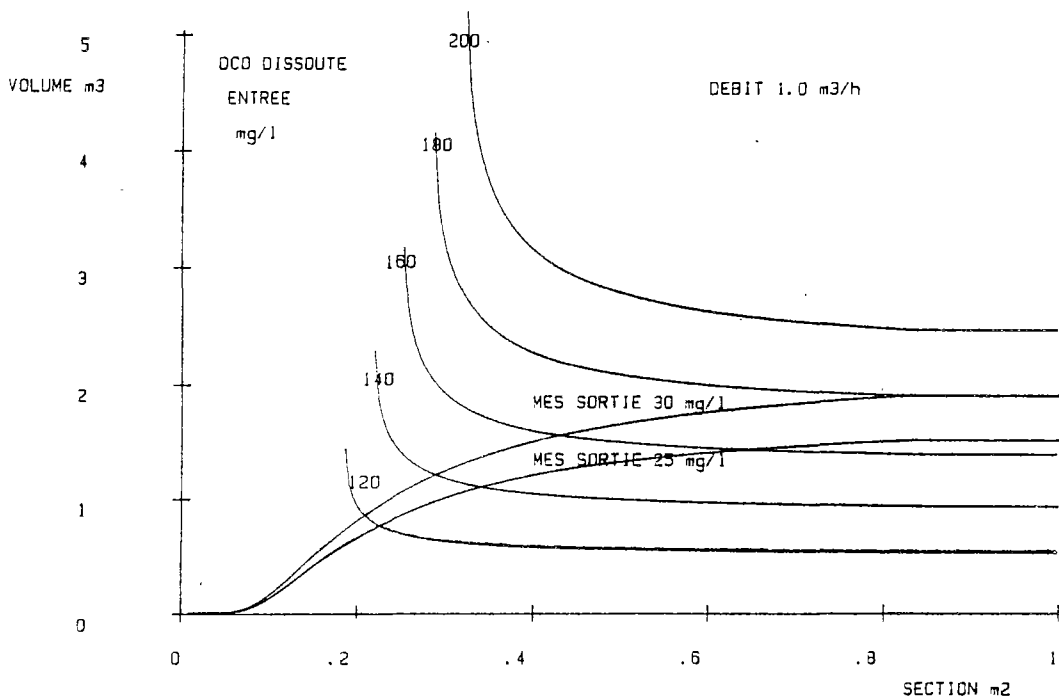


Figure 59. Abaques de dimensionnement pour un débit d'eau 1 m<sup>3</sup>/h. La DCO à la sortie est fixée à 90 mg/l.



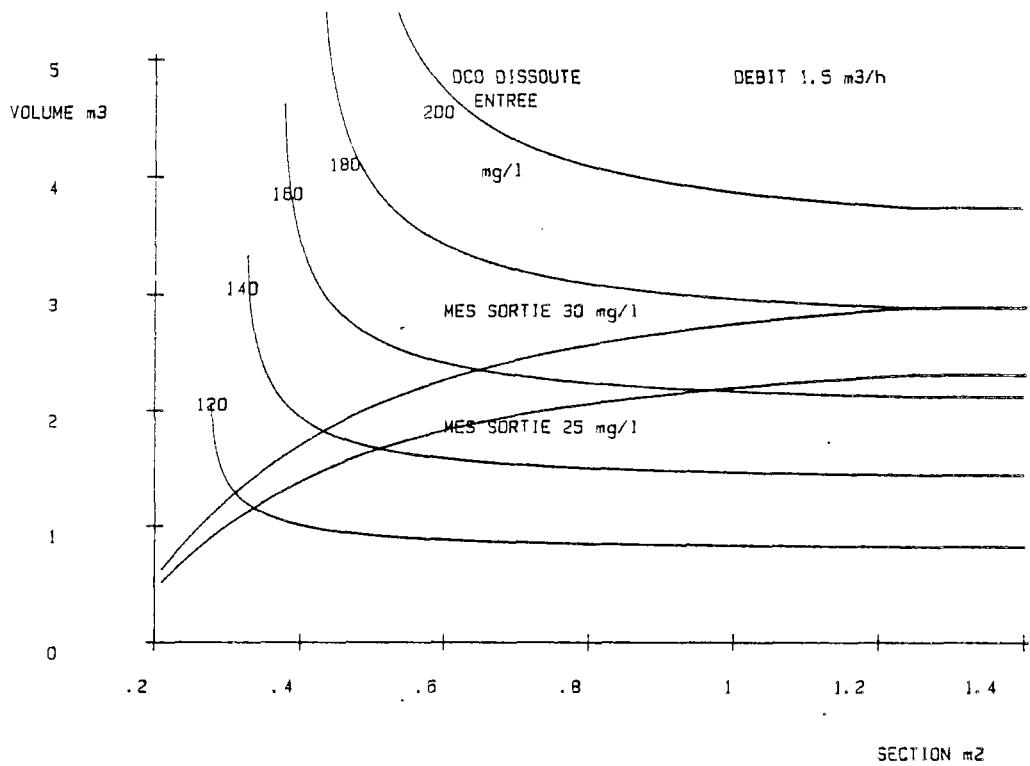


Figure 60. Abaqués de dimensionnement pour un débit d'eau 1,5 m<sup>3</sup>/h. La DCO à la sortie est fixée à 90 mg/l.

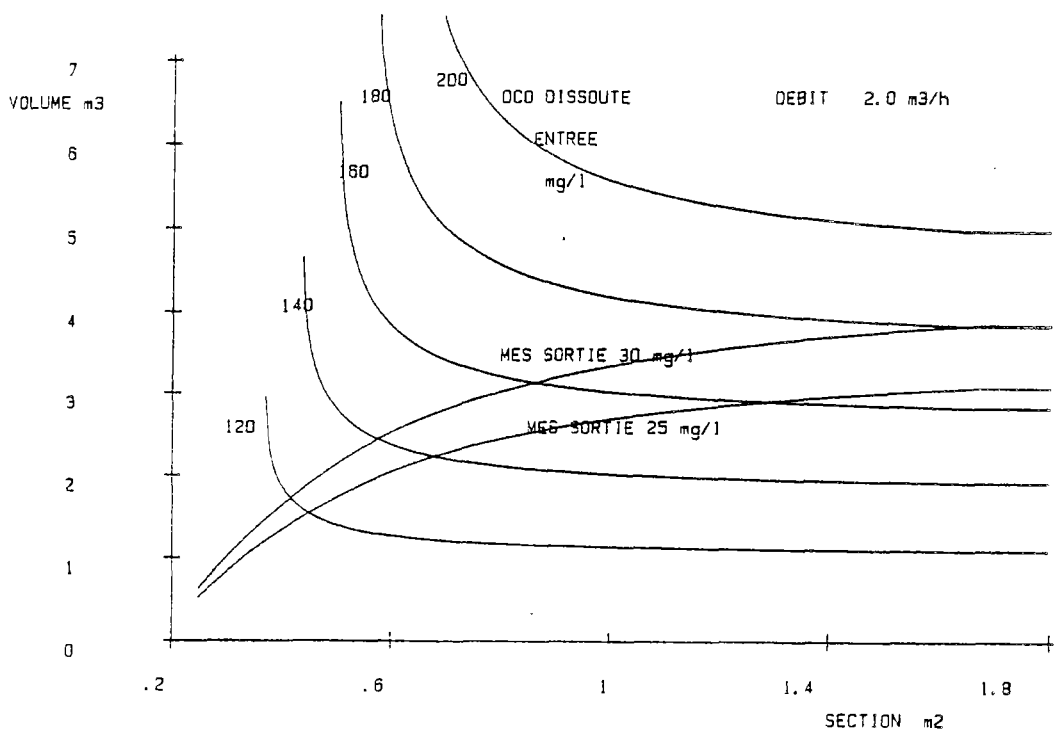


Figure 61. Abaqués de dimensionnement pour un débit d'eau 2 m<sup>3</sup>/h. La DCO à la sortie est fixée à 90 mg/l.

*Les réserves*

*Entrer deux fois dans le même fleuve n'est pas possible. Tout s'écoule, tout avance et rien ne tient immobile.*

*HERACLITE*

## CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

---

## CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Dans ces travaux, nous avons effectué la réalisation et la mise au point d'un procédé d'épuration aérobie en lit immergé, par cultures fixées sur support géotextile. L'utilisation de ce matériau, tout en présentant les avantages des lits immergés granulaires, notamment une épuration intensive et la suppression du décanteur secondaire, facilite davantage la mise en oeuvre et l'exploitation des installations.

L'étude bibliographique n'a pas permis de définir des critères précis sur l'évaluation a priori d'un matériau support. Le modèle de WILLIAMSON et McCARTY qui constitue la base de presque toute approche théorique récente sur les biofilms fixés, ainsi que les modèles évolués qu'il a suscités, ont été examinés in extenso. Les paramètres épuratoires qui sont mis en évidence par l'analyse, ne décèlent pas le rôle de la nature du support sur les phénomènes de l'épuration. En revanche, il apparaît que les caractéristiques hydrauliques du système et le transfert de l'oxygène sont d'une importance primordiale; ils sont déterminés, en grande partie, par la forme et la configuration du matériau de garnissage. Les propriétés du support, comme la surface spécifique, le taux de vide et la rugosité, doivent être évaluées conjointement avec sa mise en oeuvre. Par conséquent, la conception globale du procédé épuratoire conditionne le choix du support.

Les essais en laboratoire ont montré que tous les matériaux essayés présentent la capacité de fixer la même faune. Les expériences amènent à la même conclusion que ci-dessus : La sélection du support est indissociable de sa mise en oeuvre.

Les essais en pilote de taille importante ont permis de mettre au point un procédé utilisant le géotextile sélectionné, Enkamat.

Le procédé fonctionne par cycles de durée variant de 2 à 12 jours suivant la charge polluante appliquée. Lors de cette période la qualité de l'eau en sortie satisfait le niveau de rejet e (norme française, circulaire du 4 novembre 1980 : DBO<sub>5</sub> 30 mg/l, MES 30 mg/l, DCO 90 mg/l). La fin de chaque cycle est signalée par la dégradation brusque de la qualité de l'eau épurée, surtout en ce qui concerne les matières en suspension. Il s'en suit un lavage air-eau. Ainsi, on évite l'utilisation d'un décanteur secondaire. On atteint une charge volumique appliquée de 7 Kg DCO/m<sup>3</sup>.j pour une durée de fonctionnement de 3-4 jours, tout en satisfaisant le niveau de rejet e.

A l'aide des traçages au lithium, nous avons trouvé un mélange presque parfait dans la phase liquide du réacteur. Ces expériences indiquent aussi que la biomasse fixée occupe un faible pourcentage du volume de la colonne (0 à 10%). Sur un essai qui a duré 30 jours sans lavage, ce taux d'occupation a atteint 30%.

Le transfert d'oxygène, évalué à l'aide de la chromatographie en phase gazeuse, est plus efficace que celui que l'on trouve généralement dans la littérature pour des réacteurs similaires. Le coefficient de transfert en présence de biomasse,  $(K_{La})_{10^{\circ}C}$ , se situe entre 4 et 6 h<sup>-1</sup>. Les micro-organismes consomment 0,3 à 0,5 kg O<sub>2</sub> par kg de DBO<sub>5</sub> éliminée. Cette valeur qui est inférieure à la plus faible consommation en oxygène mentionnée dans la bibliographie (0,6 kg O<sub>2</sub>/kg DBO<sub>5</sub> éliminée), suggère qu'une partie de la pollution éliminée n'est pas utilisée directement, mais qu'elle est stockée dans le gel polysaccharidique du biofilm. Les besoins en air insufflé sont inférieurs à 19 Nm<sup>3</sup>/kg DBO<sub>5</sub> éliminée.

La commande automatique du lavage est possible en suivant la turbidité de l'eau épurée. Aucun risque de colmatage du réacteur n'a été observé, même pendant une période prolongée de 30 jours de fonctionnement sans lavage.

L'analyse des résultats expérimentaux montre que le fonctionnement du pilote est caractérisé par deux phases. La phase A commence après le lavage et dure quelques jours. Pendant cette phase on assiste à une augmentation de la biomasse fixée sur le géotextile, de l'ordre de 13 kg MES/m<sup>3</sup> pour l'arrangement réalisé. La qualité de l'eau épurée est stable. Selon les conditions opératoires, on peut obtenir le niveau de qualité e. La brusque croissance des MES dans l'effluent de sortie dénote le passage en phase B. Cela signifie que la capacité de fixation a atteint un point de saturation. Dorénavant le géotextile peut difficilement retenir la biomasse développée, ce qui entraîne la dégradation de l'eau épurée. Si on veut éviter la décantation secondaire, le cycle de fonctionnement doit commencer après le lavage et se terminer à la fin de la phase A.

Les expériences, menées principalement sur l'étude de la phase A, ont mis en évidence une cinétique globale d'élimination de la pollution dissoute d'ordre 1 par rapport au substrat organique présent dans le réacteur. La pollution particulaire en sortie est fonction de deux paramètres :

- La vitesse de l'eau qui provoque un décrochage de la biomasse fixée (loi exponentielle).
- La concentration du substrat organique qui contribue à la croissance des matières en suspension (équation d'ordre 1).

La durée d'un cycle est fonction de la pollution particulaire en entrée qui s'accumule sur le biofilm, ainsi que de la croissance propre de la biomasse fixé.

Ces observations aboutissent à l'élaboration d'un modèle dont les équations décrivent les phénomènes inducteurs de l'épuration. Les résultats expérimentaux sont utilisés pour vérifier la validité du modèle et pour calculer ses paramètres. Ainsi, on calcule les coefficients cinétiques apparents concernant l'élimination de la pollution dissoute respectivement par la biomasse fixée et par la biomasse libre. Cela conduit à la surprenante conclusion que toutes les deux contribuent à valeur égale à l'épuration. Les résultats qui se rapportent à la durée de cycle permettent d'estimer, par ajustement, le biofilm fixé entre deux lavages à 13 kg/m<sup>3</sup> réacteur. Ce chiffre est en accord avec les mesures directes de la boue éliminée lors d'un lavage.

L'étude de la variation des coefficients cinétiques en fonction de la température suggère que l'épuration est régie par la diffusion du substrat organique de la phase liquide jusqu'à l'interface liquide-biomasse.

La résolution des équations du modèle permet d'obtenir des abaques de dimensionnement du lit immergé sur géotextile. Les différentes combinaisons des volumes et des sections acceptables du réacteur sont choisies en fonction de la pollution dissoute en entrée et le niveau de rejet en sortie. Quant à la pollution dissoute en entrée notamment, on remarque un seuil supérieur, évalué à 180 mg DCO/l, au-dessus duquel la charge particulaire de l'eau épurée dépasse, pour tout dimensionnement, 30 mg MES/l (niveau e). Le cas échéant, il faut envisager une épuration à deux étages.

Les principaux axes de prolongement de cette recherche sur le plan technique sont les suivants :

- Mener des essais avec un effluent urbain plus chargé, donc plus représentatif, afin de vérifier la validité des extrapolations implicitement admises par les abaques de dimensionnement.
- Etudier la possibilité de fonctionnement dans la phase B en utilisant un décanteur secondaire.
- Essayer des configurations et des arrangements du géotextile différents de ceux qui ont été appliqués.
- Vérifier l'existence des deux phases, A et B, sur d'autres matériaux de garnissage susceptibles de les présenter en raison de leur forme et de leur taux de vide, exemple : des anneaux.
- Optimiser le lavage en agissant sur les trois principaux paramètres qui le déterminent : le débit de l'eau, le débit de l'air et les séquences air/eau.
- Optimiser l'aération du réacteur. Pour ce faire, il est indispensable de dissocier le bullage en tant qu'apport d'oxygène, et le bullage en tant que brassage. Le brassage, provoqué par l'air dans la colonne, a comme effet d'augmenter sensiblement le volume utile du réacteur où se passe l'épuration aérobie et d'éliminer les espaces morts. Un modèle convenable pour la distribution des temps de séjour permettrait d'estimer l'espace utile et le temps de passage.

En ce qui concerne l'analyse des phénomènes microscopiques, les études suivantes devraient être conduites afin d'approfondir la compréhension du procédé épuratoire :

- La vérification sur de petits réacteurs de laboratoire des cinétiques apparentes obtenues lors des essais, en respectant les principes de similitude du génie chimique en dimensionnement.
- Le suivi du changement des coefficients cinétiques en fonction des configurations et des densités d'arrangement différentes de celles qui ont été utilisées. Ce suivi serait la continuation logique de l'étape précédente dans de petits réacteurs.

- L'étude de la création des particules décrochées. En effet, la croissance d'une particule attachée sur la biomasse fixée se poursuit jusqu'à une certaine taille où la force de résistance à l'avancement provoque son détachement. Comme nous avons estimé la vitesse de croissance de la biomasse fixée, dans ce rapport, les conditions du décrochage peuvent être étudiées en fonction de la taille et du nombre des matières en suspension pour chaque vitesse de l'eau dans la colonne.
- La confirmation que la biomasse libre dans notre procédé contribue aussi bien que la biomasse fixée à l'épuration. Cela est possible en récupérant, par exemple, une quantité du liquide du réacteur et en suivant la consommation du substrat organique par la biomasse libre en fonction du temps.

Le procédé mis au point au cours de cette étude pourrait être utilisé pour le prétraitement d'un effluent fortement chargé. Dans ce cas, on obtiendrait la transformation du substrat polluant et on reporterait l'élimination des matières en suspension dans une étape ultérieure de traitement. Les perspectives d'application du géotextile ENKAMAT concernent également la réhabilitation des stations d'épuration existantes ainsi que la fixation des bactéries dans les filières d'élimination de la pollution azotée.

## BIBLIOGRAPHIE

---



BIBLIOGRAPHIE

- (1) LABORATOIRE CENTRAL DES PONTS ET CHAUSSEES ET SERVICE  
D'ETUDES TECHNIQUE DES ROUTES ET AUTOROUTES
- "Notions générales sur les géotextiles en géotechnique routière".  
Ministère des Transports, février 1983.
- (2) SOTTON M.
- "Différents types de géotextiles".  
Matériaux et Construction, vol. 14, N° 82, 1981.
- (3) WU Y.C., SMITH E.D.
- "Fixed film processes for wastewater treatment".  
Noyes Data Corporation, USA, 1983.
- (4) HOCHARD A., HANCHARD J., THIOLON A., VERONESE I.
- "Epuración biologique sur lit bactérien pilote d'un effluent de  
raffinerie de pétrole".  
Centre de Recherche de Grand-Couronne, Shell Recherche s.a.,  
GCER.85.001, code 794 40 940, Shell International Research  
Maatschappij B.V., 1985.
- (5) PHILIPOT J.M.
- "Intérêt des procédés à biomasse fixée (Biocarbone) dans les filières de  
recyclages".  
La Technique de l'Eau et de l'Assainissement, N° 435/436, mars-avril  
1983, p. 47-51.
- (6) MARTIN G.
- "Présentation générale des problèmes d'épuration et de traitement  
biologiques".  
Point sur l'Épuration et le Traitement des Effluents, Eau, Air, Vol. 1,  
Technique et Documentation, Lavoisier, Paris, 1982.
- (7) ELMALEH S.
- ~ "Le réacteur à biomasse fixée".  
Point sur l'Épuration et le Traitement des Effluents, Eau, Air Vol. 1,  
Technique et Documentation, Lavoisier, Paris, 1982.

- (8) AMAR D., FAUP G.M.  
"Epuración aérobie par cultures fixées : procédé Biofor".  
7ème Symposium sur le traitement des eaux usées, AQTE, Montreal,  
Nov. 1984.
- (9) HU JICUI, GU XIASHENG.  
"A kinetic model of the biological contact oxidation process".  
Intern. J. for Development Technology, Vol. 3, 1985, p. 241-249.
- (10) CAILLE D.  
"L'épuration des eaux usées".  
Notes polycopiées, Cours d'assainissement du D.E.A. de l'Environnement,  
E.N.P.C., 1984-85.
- (11) BOULENGER P., AUDOIN L., LAMBERT S., GROS D.  
"Utilisation des lits bactériens à garnissage nouvelle formulation".  
Eau et Industrie, N° 54, 1981, p. 39-46.
- (12) AUDIC J.M., AMAR D., FAUP G.M., PARTOS J.  
"The use of biomasses attached on fine granular medium for water  
treatment. Application to aerobic processes".  
1er Colloque Franco-Allemand : Echange sur les opérations de  
traitement des eaux potables et des eaux usées, Hamburg 1985.
- (13) ANDREWS G., TRAPASSO R.  
"The optimal design of fluidized bed bioreactors".  
J.W.P.C.F., Vol. 57, N° 2, 1985, p. 143-150.
- (14) PONCELET D., BINOT R., BOL T., NAVEAU H., NYNS E.J.  
"Biotechnologie des lits fluidisés en réacteur cylindrique et tron-  
conique".  
Trib. CEBEDEAU, N° 494, 38, 1985, p. 3-12.
- (15) RITTMANN B.E.  
"Aerobic biological treatment".  
Environ. Sci. Technol., Vol. 21, N° 2, 1987, p. 128-136.
- (16) REIMANN H.  
"The LINPOR process with fixed biomass on plastic foam".  
37ème Conférence Internationale CEBEDEAU : La biomasse fixée dans le  
traitement des eaux, Liège, mai 1984.

- (17) COOPER P., CRABGTREE H.E., AUSTIN E.P., GREEN M.K.  
"Some recent developments in sewage treatment in UK with the CAPTOR and biological fluidised beds".  
37ème Conférence Internationale CEBEDEAU : La biomasse fixée dans le traitement des eaux, Liège, mai 1984.
- (18) BRUCE A.M., MERKENS J.C.  
"Further studies of partial treatment of sewage by high-rate biological filtration".  
Water Pollution Control, Vol. 72, N° 5, 1973, p. 499-527.
- (19) HIROSE M.  
"Ein neues System einer Kombination des Belebungsverfahrens mit sessilen Organismen auf Aufwuchsflächen".  
GWf-Wasser/Abwasser, Vol. 5, N° 124, 1983, p. 239-242.
- (20) ✓ DAUTAIS J.P., ORDITZ D.  
"Au fil des eaux usées"  
Génie Rural, décembre 1986.
- (21) BOTTIN F.  
"Matériaux support de culture biologique immergée et systèmes de mise en oeuvre".  
I.N.P.I., Demande de brevet, N° publication 2.565.223, Paris, 1984.
- (22) SCHERB K.  
"Wastewater treatment applying the ring lace process".  
Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München...
- (23) BLOCK J.C., COLIN F.  
✓ "Fixation des bactéries".  
Point sur l'épuration et le traitement des effluents, Eau Air, Vol. 2, Technique et Documentation, Lavoisier, Paris, 1982.
- (24) LA MOTTA E.J., HICKEY R.F., BUYDOS J.F.  
"Effect of polyelectrolytes on biofilm growth".  
J. Environ. Engin. Division, Vol. 108, N° EE6, 1982, p. 1326-1341.

- (25) TRULEAR M.G., CHARACLIS W.G.  
"Dynamics of biofilm processes".  
J.W.P.C.F., Vol. 54, N° 9, 1982, p. 1288-1301.
- (26) BRYERS J.D., CHARACLIS W.G.  
"Processes governing primary biofilm formation".  
Biotechnology and Bioengineering, Vol. XXIV, 1982, p. 2451-2476.
- (27) BERKELEY R.C.W., LYNCH J.M., MELLING J., RUTTER P.R., VINCENT B.  
"Microbial adhesion to surfaces".  
Ellis Horwood Limited, England, 1980.
- (28) LAFRANCE P., MAZET M., VILLESSOT D.  
"Croissance bactérienne sur charbon actif granulé. Investigation au MEB".  
Water Research, Vol. 17, N° 10, 1983, p. 1467-1470.
- (29) FAZIO S.A., UHLINGER D.J., PARKER J.H., WHITE D.C.  
"Estimations of Uronic acids as quantitative measures of extracellular and cell wall polysaccharide polymers from environmental samples".  
Applied and Environmental Microbiology, Vol. 43, N° 5, 1982, p. 1151-1159.
- (30) LEBESGUE Y.  
"La fixation des micro-organismes sur les supports minéraux".  
J. Français d'Hydrologie, 10, N° 28, 1979, p. 59-66.
- (31) ROSENBERG M.  
"Bacterial adherence to polystyrene : a replica method of screening for bacterial hydrophobicity".  
Applied and Environmental Microbiology, Vol. 42, N° 2, 1981, p. 375-377.
- (32) BOLOORCHI F., GRASMICK A., ELMALEH S., GEIRNAERT G.  
"Comparaison de supports minéraux pour cellules épuratrices".  
Trib. CEBEDEAU, Vol. 36, N° 479, 1983, p. 401-408.

(33) GAID K.

"Modes d'élimination de composés sur filtres. Cas d'un support inerte et adsorbant. Cas d'un support consommable et non adsorbant".  
Thèse, Université de Rennes, U.E.R. Ecole Nationale Supérieure de Chimie, 1981.

(34) TANAKA H., DUNN I.J.

"Kinetics of biofilm nitrification".  
Biotechnology and Bioengineering, Vol. XXIV, 1982, p. 669-689.

(35) WHEATLEY A.D., WILLIAMS I.L.

"Some comparative studies on the wetting and stability of biological filter media".  
Water Pollution Control, Vol. 80, N° 3, 1981, p. 433-446.

(36) ✓ OGER P.

"Un nouveau type de support pour la fixation de bactéries".  
37ème Conférence Internationale CEBEDEAU : La biomasse fixée dans le traitement des eaux, Liège, mai 1984.

(37) RUSTEN B.

"Wastewater treatment with aerated submerged biological filters".  
J.W.P.C.F., Vol. 56, N° 5, 1984, p. 424-431.

(38) YAU C.H.

"Operational experience at Skek Wu Hui pilot sewage treatment plant".  
Water Pollution Control, Vol. 84, N° 1, 1985, p. 93-97.

(39) BEN AIM R., ROUSTAN M.

"Les lits bactériens à garnissage plastique".  
Point sur l'Épuration et le Traitement des Effluents, Eau, Air, Vol. 1,  
Technique et Documentation, Lavoisier, Paris, 1982.

(40) MEZAOUI A.

"Etude de l'épuration biologique sur lits bactériens à remplissage plastique".  
Thèse, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, 1979.

- (41) SARNER E.  
"The importance of the specific surface and the configuration of trickling filter medium".  
37ème Conférence Internationale CEBEDEAU : La biomasse fixée dans le traitement des eaux, Liège, mai 1984.
- (42) CHALLET P., BROCHARD P., CAILLETON J., DAUTAIS J.P.  
√ "Garnissage textile formant support pour bio-transformation et séparation de phase".  
I.N.P.I., Demande de brevet, N° publication 2.587.912, Paris, 1985.
- (43) VANDEVENNE L.  
"Problèmes liés à la modélisation et au dimensionnement de l'épuration par lit bactérien aérobie".  
37ème Conférence Internationale CEBEDEAU : La biomasse fixée dans le traitement des eaux, Liège, mai 1984.
- (44) ROQUES H.  
"Fondements théoriques du traitement biologique des eaux".  
Volume II, 2e édition, Technique et Documentation, Paris, 1980.
- (45) SARNER E.  
"Plastic-packed trickling filters".  
Dep. of Environ. Eng., Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, 1980.
- (46) VANDEVENNE L.  
√ "Les réacteurs biologiques à biomasse fixe".  
CEBEDEAU-BECEWA, Vol. 22, N° 398, 1977, p. 22-29.
- (47) PORTER K.E.  
"The use of packed beds in water pollution control".  
CEBEDEAU-BECEWA, Vol. 22, N° 398, 1977, p. 30-42.
- (48) HOSONO Y., KUBOTA H., MIYAJI Y.  
"Characteristic evaluation of trickling filter process".  
Water Research, Vol. 14, 1980, p. 581-590.

- (49) KINCANNON D.F., STOVER E.L.  
"Design methodology for fixed film reactors-RBC's and biological towers".  
Civil Engineering for Practicing and Design Engineers, Vol. 2, 1982, p. 107-124.
- (50) GILLES P.  
"Nouveaux développements des traitements biologiques utilisant une biomasse fixée".  
Eau et Industrie, N° 6, 1982, p. 55-61.
- (51) GALLER S.W., GOTAAS H.B.  
"Analysis of biological filter variables".  
Journal of the Sanitary Engineering Division, Proceedings of the ASCE, Vol. 90, N° SA6, 1964, p. 59-79.
- (52) WILLIAMSON K., McCARTY P.L.  
"A model of substrate utilization by bacterial films".  
J.W.P.C.F., Vol. 48, N° 1, 1976, p. 9-24.
- (53) WILLIAMSON K., McCARTY P.L.  
"Verification studies of the biofilm model for bacterial substrate utilization".  
J.W.P.C.F., Vol. 48, N° 2, 1976, p. 281-296.
- (54) JENNINGS P.A., SNOEYING V.L., CHIAN E.S.K.  
"Theoretical model for a submerged biological filter".  
Biotechnology and Bioengineering, Vol. 18, N° 9, 1976, p. 1249-1273.
- (55) MEUNIER A.D., WILLIAMSON J.K.  
"Packed bed biofilm reactors : simplified model".  
Journal of the Environmental Engineering Division, Vol. 107, N° EE2, 1981, p. 307-337.
- (56) CASTALDI F.J., MALINA J.F.  
"Velocity-dependent reaction rates in a slime reactor".  
J.W.P.C.F., Vol. 54, N° 3, 1982, p. 261-269.

- (57) RITTMANN B.E., McCARTY P.L.  
"Variable order model of bacterial film kinetics".  
Journal of the Environmental Engineering Division, Vol. 104, N° EE5,  
1978, p. 889-899.
- (58) HELMAN M., EDELINE F.  
√ "Modélisation de l'épuration par biomasse fixée par un modèle d'ordre variable".  
Trib. CEBEDEAU, Vol. 36, N° 481, 1983, p. 509-518.
- (59) RITTMANN B.E., DOVANTZIS K.  
"Dual limitation of biofilm kinetics".  
Water Research, Vol. 17, N° 12, 1983, p. 1727-1734.
- (60) RITTMANN B.E., BRUNNER C.W.  
"The nonsteady-state-biofilm process for advanced organics removal".  
J.W.P.C.F., Vol. 56, N° 7, 1984, p. 874-880.
- (61) RITTMANN B.E.  
"The effect of load fluctuations on the effluent concentration produced by fixed-film reactors".  
Wat. Sci. Tech., Vol. 17, N° 2/3, 1984, p. 45-52.
- (62) ANNACHATRE A.P., KHANNA P.  
"Unsteady-state biofilm kinetics".  
Journal of Environmental Engineering, Vol. 113, N° 2, 1987, p. 429-433.
- (63) JANSEN J.C., HARREMOES P.  
" Removal of soluble substrates in fixed films".  
Wat. Sci. Tech., Vol. 17, N° 2/3, 1984, p. 1-14.
- (64) SUIDAN M.T., RITTMANN B.E., TRAEGER U.K.  
"Criteria establishing biofilm-kinetic types".  
Water Research, Vol. 21, N° 4, 1987, p. 491-498.
- (65) SARNER E., MARKLUND S.  
"Influence of particulate organics on the removal of dissolved organics in fixed-film biological reactors".  
Wat. Sci. Tech., Vol 17, N° 2/3, 1984, p. 15-26.



- (66) SARNER E.  
"Removal of particulate and dissolved organics in aerobic fixed-film biological processes".  
J.W.P.C.F., Vol. 58, N° 2, 1986, p. 165-172.
- (67) LEVINE A.D., TCHOBANOGLOUS G., ASANO T.  
"Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater : treatment and reuse implications".  
J.W.P.C.F., Vol. 57, N° 7, 1985, p. 805-816.
- (68) BOUWER E.J.  
"Theoretical investigation of particle deposition in biofilm systems".  
Water Research, Vol. 21, N° 12, 1987, p. 1489-1498.
- (69) STRAND S.E.  
"Model of ammonia and carbon oxidation in biofilms".  
Journal of Environmental Engineering, Vol. 112, N° 4, 1986, p. 785-804.
- (70) WANNER O., GUJER W.  
"Competition in biofilms".  
Wat. Sci. Tech., Vol. 17, N° 2/3, 1984, p. 27-44.
- (71) ALLEMAN J.E., VEIL J.A., CANADAY J.T.  
"Scanning electron microscope evaluation of rotating biological contactor biofilm".  
Water Research, Vol. 16, 1982, p. 543-550.
- (72) PERRY R.H., CHILTON C.H.  
"Chemical Engineers' Handbook".  
McGraw-Hill Kogakusha LTD., International Student Edition, 5th Edition, 1973.
- (73) BRYERS J., CHARACLIS W.  
"Early fouling biofilm formation in a turbulent flow system : overall kinetics".  
Water Research, Vol. 15, N° 4, 1981, p. 483-491.
- (74) VIRARAGHAVAN T., MATHAVAN G.N.  
"Kinetics of an activated biofilter process".  
Environmental Technology Letters, Vol. 8, 1987, p. 105-112.

- (75) YAKOVLEV" S.V., TAVARTKILADZE I.M., KLAPCHENKO V.I.  
"Sorption processes in biofilters".  
Khimiya i Tekhnologiya Vody, Vol. 5, N° 4, 1983, p. 362-367.
- (76) RICHARDS T., REINHART D.  
"Evaluation of plastic media in trickling filters".  
J.W.P.C.F., Vol. 58, N° 7, 1986, p.774-783.
- (77) PARKER D.S., MERRILL D.T.  
"Effect of plastic media configuration on trickling filter performance".  
J.W.P.C.F., Vol. 56, N° 8, 1984, p. 955-961.
- (78) LE CLOIREC P., MARTIN G.  
"Model for substrates removal on aerated immersed filters"  
4e Congrès International Chimie et Protection de l'Environnement,  
Toulouse, Septembre 1983.
- (79) RODRIGUES A., GRASMICK A., ELMALEH S.  
"Modelling of biofilm reactors"  
The Chemical Engineering Journal, 27, 1983, p. B39-B48.
- (80) LEVENSPIEL O.  
"Chemical reaction engineering".  
John Wiley and sons Inc., 2nd edition, New York, 1972.
- (81) MARAGOZIS J.K.  
"Techniques de réacteurs chimiques".  
Ecole Nationale Polytechnique d'Athènes, 2e edition, Athènes, 1975.
- (82) SANT'ANNA G., ROUSTAN M., ROQUES H., NYADZIEHE K.T., BEN AIM R.  
"Hydrodynamics of plastic media trickling filters".  
Environmental Technology Letters, Vol. 3, 1982, p. 395-404.
- (83) METCALF & EDDY  
"Wastewater engineering : treatment, disposal, reuse".  
McGraw-Hill inc., 2nd edition, 1979.

- (84) REIBER S., STENSEL D.H.  
Biologically enhanced oxygen transfer in a fixed-film system".  
J.W.P.C.F., Vol. 57, N° 2, 1985, p. 135-142.
- (85) LEE K.M., STENSEL D.H.  
"Aeration and substrate utilization in a sparged packed-bed biofilm reactor".  
J.W.P.C.F., Vol. 58, N° 11, 1986, p. 1066-1072.
- (86) FONTVIELLE D., MAUL A.  
"Dénombrement et mesure d'activité des bactéries".  
Point sur l'épuration et le traitement des effluents, Eau, Air, Vol. 2,  
Technique et Documentation, Lavoisier, Paris, 1982.
- (87) CHARACLIS W.G., TRULEAR M.G., BRYERS J.D., ZELVER N.  
"Dynamics of biofilm processes : methods".  
Water Research, Vol. 16, 1982, p. 1207-1216.
- (88) KRISTENSEN G.H., CHRISTENSEN F.R.  
"Application of cryo-cut method for measurements of biofilm thickness".  
Water Research, Vol. 16, 1982, p. 1619-1621.
- (89) VANDEVENNE L.  
"Epuration biologique des eaux usées. Principes, Calculs, Technologie".  
Notes de cours, Université de Liège, janvier 1985.
- (90) NAVARRO J.M., AUDIC J.M., FAUP G.M.  
"Impact physiologique de l'immobilisation de nitrobacter sur un milieu granulaire fin".  
37ème Conférence Internationale CEBEDEAU : La biomasse fixée dans le traitement des eaux, Liège, mai 1984.
- (91) VEDRY B.  
"L'analyse écologique des boues activées".  
Edité par C. BRUCKER, SEGETEC, Vicq, France, 1976.
- (92) PARTOS J., RICHARD Y., AMAR D.  
"Elimination de la pollution carbonée sur bactéries fixées aérobies. Le Procédé Biofor".  
T.S.M. L'Eau, N° 4, 1985, p. 193-198.

- (93) AMAR D., PARTOS J., GRANET C., FAUP G.M., AUDIC J.M.  
"The use of an upflow fixed bed reactor for treatment of a primary settled domestic sewage".  
Water Research, Vol. 20, N° 1, 1986, p. 9-14.
- (94) MOUGINOT D.  
"Etude d'une méthode permettant de mesurer in-situ la capacité d'oxygénation des aérateurs".  
Mémoire de DEA Sciences et Techniques de l'Environnement, Université Paris Val de Marne, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Agence Financière de Bassin Seine-Normandie, Paris, 1983.
- (95) NAKAJIMA KUNIO  
"Determination of particulate organic carbon in waters by the chemical oxidation method".  
Water Research, Vol. 20, N° 11, 1986, p. 1407-1410.
- (96) VOSSOUGH M., LAROCHE M., NAVARRO J.M., FAUP G., LEPRINCE A.  
"Dénitrification en continu à l'aide de micro-organismes immobilisés sur des supports solides".  
Water Research, Vol. 16, 1982, P; 995-1002.
- (97) GRAY N.F.  
"Simple retention time analysis in trickling filters using conductivity".  
Effluent and Water Treatment Journal, Vol. 21, N° 8, 1981, p. 345-347.
- (98) ECREMENT F., BURELLI F.P.  
"Détermination du lithium dans les eaux par spectrométrie d'absorption atomique et d'émission de flamme".  
Analysis, Vol. 3, N° 3, 1975, p. 146-156.
- (99) MINISTERE DE L'AGRICULTURE  
"Les performances des systèmes d'aération des stations d'épuration".  
Centre Technique du Génie Rural des Eaux et des Forêts, Division Qualité des Eaux, Pêche et Pisciculture, Paris, 1980.
- (100) GRAY N.F., LEARNER M.A.  
"Estimation of film accumulation in percolating filters. Comparison of Methods".  
Water Research, Vol. 18, N° 12, 1984, p. 1509-1513.

- (101) RIEMER M., KRISTENSEN G.H., HARREMOES P.  
"Residence time distribution in submerged biofilters".  
Water Research, Vol. 14, N°8, 1980, p. 949-958.
- (102) PAITRY A.  
"Mesure en continu des matières en suspension à l'aide d'un  
photomètre à fibre optique".  
La Houille Blanche, N° 3, 1987, p. 215-220.
- (103) RITTMANN B.E.  
"The effect of shear stress on biofilm loss rate".  
Biotechnology and Bioengineering, Vol. XXIV, 1982, p. 501-506.
- (104) SPEITEL G.E., DIGIANO J. et F.  
"Biofilm shearing under dynamic conditions".  
J. of Environmental Engineering, Vol. 113, N° 3, 1987, p. 464-475.

## ANNEXES

---

**ANNEXE 1 : Fiche technique du géotextile ENKAMAT.**

Références	Poids et dimensions						
	Nappes				Rouleaux		
	Épaisseur mm	Largeur m	Longueur m	Surface m <sup>2</sup>	∅ m	Longueur m	Poids brut kg
<b>Nappes ouvertes</b>							
7010/1	10	1,00	150	150	1,20	1,04	40
7010/2	10	1,95	150	292	1,10	2,00	81
7010/5	10	4,30	150	720	1,10	4,90	202
7020/1	20	1,00	100	100	1,20	1,02	41
7020/5	20	4,30	100	480	1,10	4,90	204
<b>Nappes à semelles</b>							
7220/1	18	1,00	60	60	1,20	1,03	25
7220/2	18	1,95	60	117	1,10	2,00	52
7220/4	18	3,85	30	116	0,90	3,90	56
7220/5	18	4,80	60	288	1,10	4,90	127
7225/2	23	1,95	60	117	1,20	2,00	78
7225/5	23	4,80	60	288	1,25	4,90	195

Nature du matériau	polyamide 6	Résistance a la	de -30°C à +100°C; peut-être
Densité du polymère	1140 kg/m <sup>3</sup>	température	installé facilement en période d'hiver
Densité de la nappe	environ 25 kg/m <sup>2</sup>	Inflammabilité	faible inflammabilité et faible formation de fumée; agréé pour le drainage dans les tunnels (essais no. 151.153, EMPA, Suisse; no. 6172/82 DB, Munich et no. 184312/71/2, LOB, Dortmund, RFA)
Résistance en traction (DIN 53857)	7010 0,9 kN/m <sup>1</sup> 7020 1,5 kN/m <sup>1</sup> 7220 2,0 kN/m <sup>1</sup>		
Résistance en traction de l'Enkamat renforcé avec un tissé N33	18,0 kN/m <sup>1</sup>	Toxicité	aucune; physiologiquement indiscutable; agréé pour les bassins d'eau potable (essai Hygiene-Institute, Gelsenkirchen, RFA)
Température de fusion	218°C	Résistance aux rongeurs	aucune valeur nutritive; la structure emmêlée de la nappe est désagréable pour les animaux fouisseurs et les rongeurs.
Résistance des filaments aux points de soudage	excellente à cause de la fusion des filaments aux points de contact		
Vieillessement	bonne résistance aux intempéries et aux ultraviolets grâce au traitement au carbone et aux stabilisants UV		
Résistance aux agents chimiques	résistant à tous les agents chimiques, aux taux de concentration existant habituellement dans le sol et dans l'eau		

Nota:

Les poids et mesures de ce document sont des valeurs indicatives, qui peuvent varier légèrement.

Enka France S.A.R.L.  
 Industrial Systems Group  
 Tour Akzo - 164, rue Ambroise Croizat  
 B.P. 146 - 93204 Saint Denis Cedex 1 - France  
 Tél. (1) 42 43 22 33  
 Téléc 620 904

ANNEXE 2 : Mesures de la masse du biofilm.

Pour la détermination des MES, la méthode par filtration sur disque filtrant en fibres de verre, de la norme AFNOR T 90-105, a été suivie.

Pour la détermination des MVS, la norme AFNOR T 90-029 a été suivie avec un changement : la température de calcination était 550°C au lieu de 525°C.

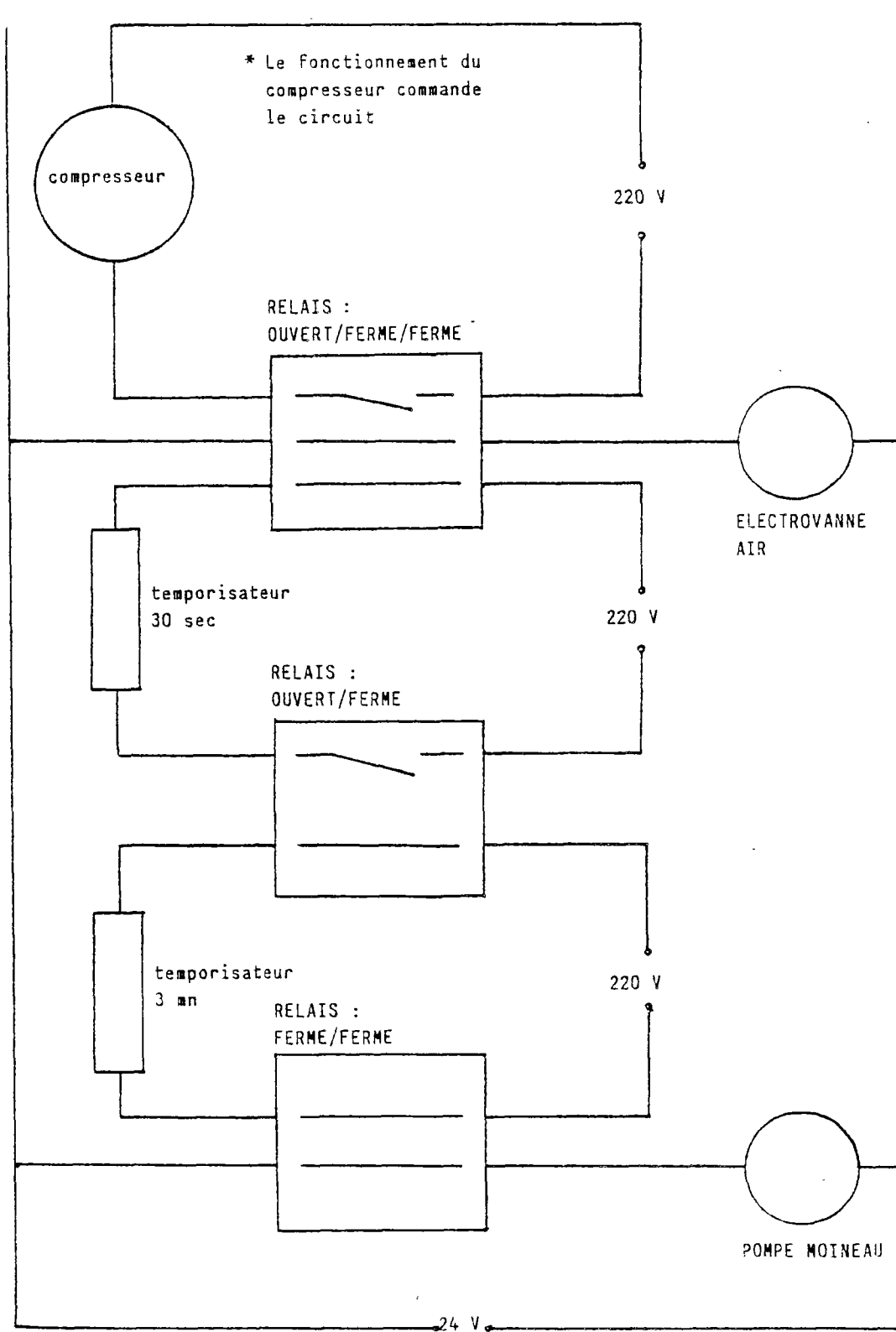


ANNEXE 3 : Résultats de l'analyse écologique.

support :	TERRAM				ENKAMAT				AMIANTE				MORTENE			
	ml de biomasse	g de biomasse	cm2 de support	ml de biomasse	g de biomasse	cm2 de support	ml de biomasse	g de biomasse	cm2 de support	ml de biomasse	g de biomasse	cm2 de support	ml de biomasse	g de biomasse	cm2 de support	
nombre d'individus par :	mâles	357	82	4370	4118	2471	380	385	350	760	685	316				
	femelles	1786	411	7410	6982	4189	1710	1733	1573	1140	1027	474				
	larves	3394	781	25480	23991	14395	16910	17133	15557	10380	9760	4505				
	oeufs	446	103	2280	2148	1289	1330	1348	1224	2280	2555	948				
OPERCULARIA	38950	36621	8423	203879	192108	115265	122930	124555	113096	61560	55479	25609				
ZOOFLAGELLES	64600	60737	13969	274550	258710	155226	264860	268360	243671	299850	269688	124488				
THECAMIBES	3040	2858	657	11020	10384	6230	6650	6738	6118	6460	5822	2687				
CHAMPIGNONS				10070	9489	5693	1720	1733	1573	2090	1883	869				
Nb. total d'individus			24426			199534			383162			159896				
poids de biomasse g			0,23			0,60			0,91			0,46				

support :	TYPAR				CLOISONNÉS				NAVE						
	ml de biomasse	g de biomasse	cm <sup>2</sup> de support		ml de biomasse	g de biomasse	cm <sup>2</sup> de support		ml de biomasse	g de biomasse	cm <sup>2</sup> de support		ml de biomasse	g de biomasse	cm <sup>2</sup> de support
nombre d'individus par :	mâles	760	727	299	190	172	59		1520	1526	409				
	féelles	1900	1817	749	570	517	177		2850	2862	767				
	larves	9310	8903	3668	12920	11727	4012		16530	16598	4450				
	oeufs	2850	2725	1123	1900	1725	590		2470	2480	665				
OPERCULARIA	110010	105204	43344	50540	45875	15694		284050	285214	76475					
ZOOFLAGELLES	233700	233490	92078	224960	204194	69856		256120	257170	68955					
THECAMIBES	3230	3089	1273	1900	1725	590		6650	6677	1790					
CHAMPIGNONS	1520	1454	599	380	345	118		380	381	102					
Nb. total d'individus			143133			91096				153613					
pois de biomasse g			0,41			0,34				0,27					

**ANNEXE 4 : Automatisation du lavage : Circuit électrique.**



\* Le temporisateur permet de mettre sous tension un relais pendant un temps déterminé

**ANNEXE 5** : Mesure de l'oxygène dissous.

Pour la détermination de la concentration en oxygène dissous, la méthode électrochimique de la norme AFNOR T 90-106 a été suivie. Afin de bloquer la respiration bactérienne, une solution inhibitrice qui est préconisée dans le texte de cette norme, a été utilisée.

ANNEXE 6 : Résultats du suivi du pilote, tableaux 6, 6a et 7.



8/6/87	4	8	500	18,5	4,6	55	25	11	8	115	70	47	41	70	16	54	10
9/6/87	5	1	500	18,5	2	63	35	11	10	161	82	46	44	79	10	63	9
16/6/87	6	1	500	18	1,6	73	31	14	10	182	78	43	40	120	19		
18/6/87	6	3	500	18	2,8	54	25	8	11	128	49	33	31	75	12	63	12
20/6/87	6	5	500	18	3,7	43	21	7	6	97	58	31	31	67	8	52	5
23/6/87	6	8	500	19	4,1	48	20	13	7	112	55	50	39	70	21		
30/7/87	7	2	1000	19	2	42	18	12	12	100	61	47	47	64	12	45	8
31/7/87	7	3	1000	20	2,2	40	18	7	6	106	61	42	40	59	8	40	6
1/8/87	7	4	1000	20	2,4	35	13	4	4	106	55	37	39	79	8	55	6
4/8/87	7	7	1000	20	3,6	36	15			96	52			56	20	39	15
5/8/87	7	8	1000	20	4,1	41	16	12	9	117	55	43	42	60	18	44	12
6/8/87	7	9	1000	19,5	4,8	35	12	10	5	102	38	36	32	68	18	48	12
7/8/87	7	10	1000	20	5,2	30	10	14	6	86	44	43	29	53	20	42	13
8/8/87	7	11	1000	20	5,6	36	14	18	7	102	42	50	31	59	37	41	24
10/8/87	8	1	1000	20	1,5	34	16	6	5	93	46	33	30	55	11	31	6
11/8/87	8	2	1000	20,5	1,8	42	19	6	7	105	53	29	29	77	13	55	7
13/8/87	8	4	1000	21	2,6	43	15	18	14	98	34	45	34	75	23	49	15
14/8/87	8	5	1000	21,5	2,8	26	13	11	8	65	26	16	17	56	24	34	13
15/8/87	8	6	1000	21,5	3	27	11	7	7	69	23	24	16	49	21	31	11
19/8/87	9	1	1000	22	1,4	31	19	8	8	91	59	29	25	65	23	42	11
20/8/87	9	2	1000	22,5	1,6	25	19	6	6	56	40	24	26	59	21	23	4
21/8/87	9	3	1000	23	1,9	18	13	7	6	72	60	23	28	56	12	37	6
22/8/87	9	4	1000	22,5	3	14	13	8	7	68	48	29	30	70	14	40	7
23/8/87	9	5	1000	22	4	16	19	8	6	100	60	29	26	73	18	37	
31/8/87	10	1	1000	20,5	2	49	24	18	16	140	74	67	53	83	32	60	19
1/9/87	10	2	1000	21	2,2	37	18	6	5	85	49	29	28	55	10	40	7
3/9/87	10	4	1000	22	3,6	44	17	7	6	103	59	35	34	62	10	45	6
4/9/87	10	5	1000	21,5	4,4	53	18	13	10	118	61	47	43	70	22	40	12
5/9/87	10	6	1000	21	4,8	47	18	13	8	114	58	47	41	66	20	51	14
7/9/87	10	8	1000	20	4,9	51	23	18	14	102	57	49	40	56	19	38	18
8/9/87	10	9	1000			50	24	20	13	110	59	55	40	55	25	38	13



17/9/87	11	1	500	22,5	1,8	162	106	36	29	341	217	133	84	101	38	78	29
18/9/87	11	2	500	22,5	2,6	182	104	41	31	353	217	125	80	126	44	94	35
19/9/87	11	3	500	23	3,5	158	85	42	28	337	217	108	96	142	31	94	26
20/9/87	11	4	500	23	4,4	164	66	64	39	474	183	133	64	230	75	190	61
21/9/87	11	5	500	22,5	5,1	103	72	118	45	309	225	201	129	100	81		
1/10/87	12	1	500	18,5	2,2	205	164	54	40	411	323	151	137	132	47	105	35
2/10/87	12	2	500	18,5	2,6	216	166	73	54	403	331	206	175	99	54	78	42
3/10/87	12	3	500	19	3,4	188	134	66	46	361	274	192	145	65	62	49	50
13/10/87	13	1	500	16,5	1,7	166	73	39	26	285	179	108	96	124	34	102	24
14/10/87	13	2	500	16,5	1,7	169	87	59	27	265	187	133	96	101	57	51	35
15/10/87	13	3	500	16	2,2	190	119	65	33	320	216	152	72	124	57	99	40
22/10/87	14	1	1000	16	1,5			17	17			53	47		19		16
23/10/87	14	2	1000	16,5	2	58	24	12	11	140	65	40	38	76	19	58	12
25/10/87	14	4	1000	17	4	61	24	25	11	152	65	73	37	93	52	76	43
29/10/87	15	1	1500	16	2	54	24	20	14	131	62	57	46	71	25	43	20
30/10/87	15	2	1500	16,5	2,7	63	31	20	8	145	73	58	52	68	23		
31/10/87	15	3	1500	17	3,8	49	22	15	6	129	60	46	38	70	22	57	
2/11/87	15	5	1500	16	6,5	65	27	36	16	148	67	87	45	64	53	49	43
3/11/87	16	1	1500	16	2		26	20	15	151	79	60	54	73	24	53	20
4/11/87	16	2	1500	15,5	2,7	56	23	18	13	134	66	49	43	66	15	54	13
5/11/87	16	3	1500	14,5	5,1	53	24	18	12	118	68	55	39	53	35	35	27
6/11/87	16	4	1500	14,5	7,8	61	29	33	18	146	69	77	51	70	33	52	28
7/11/87	16	5	1500	15	10	53	26	25	15	120	63	65	48	61	31	53	27
8/11/87	16	6	1500	14,5	10,5	55	29	30	17	126	65	75	44	60	39	44	30
23/11/87	17	1	2000	13	2,5	67	32	42	28	206	103	111	71	112	53	84	28
24/11/87	17	2	2000	13	3,7	45	20	12	8	155	76	44	44	87	41	67	27
25/11/87	17	3	2000	13	6,3	67	46	38	33	156	132	108	68	82	41	29	40
26/11/87	17	4	2000	12,5	8,3	64	39	31	22	147	108	80	64	71	51	28	33
27/11/87	17	5	2000	13	10,3	45	33	32	23	136	96	96	72	58	41	42	31
28/11/87	17	6	2000	13	12,2	68	31	47	21	212	104	136	72	153	90	96	58

30/11/87	18	1	2000	12	3,8	49	29	31	22	211	96	104	52	119	50	84	37
1/12/87	18	2	2000	12	6,2	64	37	28	21	178	91	83	63	99	33	55	17
2/12/87	18	3	2000	12	8,5	83	64	53	40	198	135	126	91	85	51	35	40
3/12/87	18	4	2000	12	9,9	65	32	37	22	171	85	97	63	72	51	24	32
7/12/87	19	1	1500	11,5	2,5	91	44	26	18	221	105	78	59	109	26	68	17
8/12/87	19	2	1500	12	3,7	94	35	26	16	185	72	46	46	99	30	62	14
9/12/87	19	3	1500	12	5,4	58	22	21	11	153	60	70	45	95	32	62	14
10/12/87	19	4	1500	12	7,3	96	36	41	22	219	85	113	57	121	70	87	67
11/12/87	20	1	1500	12	2,5	87	32	37	20	214	88	92	56	132	37	96	25
12/12/87	20	2	1500	12	4,2	77	30	27	21	188	80	72	59	140	36	88	24
13/12/87	20	3	1500	11,5	5,6	97	35	46	27	202	82	114	62	114	50	85	46
14/12/87	20	4	1500	11,5	8,5	95	42	64	30	208	94	144	73	121	76	90	57
16/12/87	21	1	1500	12,5	2,4					188		94		110	39	72	30
17/12/87	21	2	1500	13,5	3,6	91	41	31	22	210	86	96	55	123	31	94	27
18/12/87	21	3	1500	14	5,5	67	24	28	17	168	66	76	56	182	90	104	42
19/12/87	21	4	1500	14	6,3	60	22	36	20	160	60	94	53	150	53	91	39
4/1/88	22	1	1000	13,5	1,9	50	30	27	23	127	79	69	67	73	36	43	22
5/1/88	22	2	1000	14,5	2,1	50	20	25	17	130	71	56	55	74	23	59	20
6/1/88	22	3	1000	14,5	2,3	84	58	11	10	115	79	50	47	66	17	51	14
7/1/88	22	4	1000	14	2,8	41	22	9	7	116	66	43	41	80	15	60	4
8/1/88	22	5	1000	14	3,5	41	27	12	9	110	86	50	48	60	16	43	12
9/1/88	22	6	1000	14	4	57	30	15	11	141	82	54	53	58	18	39	13
10/1/88	22	7	1000	13,5	4,5	65	34	29	13	149	77	69	45	80	30	61	25
11/1/88	22	8	1000	13,5	5,2	57	30	22	12	157	93	81	53	75	36	55	29
12/1/88	22	9	1000	13,5	5,9	90	32	42	15	221	100	123	55	131	73	95	44
13/1/88	23	1	1000	13	1	80	30	51	24	169	112	80	69	70	22	57	8
14/1/88	23	2	1000	13,5	1,6	62	39	17	13	163	114	57	56	67	15	43	6
15/1/88	23	3	1000	13,5	1,8	60	25	14	9	141	67	50	49	79	15	60	12
17/1/88	23	5	1000	13,5	2,5	70	38	17	13	173	90	59	47	92	17	68	15
18/1/88	23	6	1000	13	2,9	67	28	30	28	194	89	93	61	115	36	85	27
19/1/88	23	7	1000	13,5	3,8	77	33	30	14	182	92	80	54	107	47	76	38

21/1/88	24	2	1000	12,5	1	52	23	14	11	142	70	52	44	73	20	40	15
22/1/88	24	3	1000	12,5	1,5	77	42	34	23	180	112	98	68	80	29	51	17
23/1/88	24	4	1000	12,5	1,6	82	55	47	34	202	144	122	86	80	36	59	31
24/1/88	24	5	1000	12,5	1,8	54	30	36	19	142	88	88	69	68	35	52	29
25/1/88	24	6	1000	13	2,1	73	39	39	26	166	98	94	69	82	43	55	27
27/1/88	25	2	500	13	2,2	93	32	14	12	262	80	53	47	169	18	114	12
28/1/88	25	3	500	13	3	88	26	10	8	228	76	41	39	160	9	104	5
30/1/88	25	5	500	12,5	3,8	48				126	68	45	42	62	10	41	3
31/1/88	25	6	500	13	4	88	34	17	12	211	72	59	46	129	30	88	22
1/2/88	25	7	500	13	4,3	52	30	13	11	115	67	50	46	70	17	39	10
2/2/88	25	8	500	13	4,3	83	34	29	15	232	119	121	57	133	43	92	31
3/2/88	25	9	500	13	4,8	130	36	55	10	417	133	198	69	279	113	179	66
5/2/88	26	2	1000	12	2,5	93	26	13	9	222	92	66	52	150	21	91	14
6/2/88	26	3	1000	12	4	46	25	14	9	122	82	60	53	51	17	28	13
7/2/88	26	4	1000	12	4,6	61	37	20	16	154	80	86	54	78	41	61	31
8/2/88	26	5	1000	12	5,3	59	32	29	20	150	86	82	57	85	44	56	32
9/2/88	26	6	1000	12	6	38	20	40	10	104	52	60	38	59	31	45	13
11/2/88	27	1	1000	12	2	31	18	11	10	81	48	38	37	46	11	22	9
12/2/88	27	2	1000	11	2,1	21	11	6	7	56	40	24	24	36	7	21	3
13/2/88	27	3	1000	10,5	2,2	34	20	9	8	56	50	37	33	39	10	24	5
14/2/88	27	4	1000	11	2,4	39	19	9	8	65	35	49	31	32	9	14	4
15/2/88	27	5	1000	11	2,6	27	20	10	9	77	54	48	39	31	9	17	5
16/2/88	27	6	1000	11,5	3,2	26	21	8	7	73	51	39	39	31	10	22	8
17/2/88	27	7	1000	12	3,5	13	12	6	5	33	31	27	24	21	9		
18/2/88	27	8	1000	11	3,5	67	67	21	8	149	83	66	53	72	17	45	13
19/2/88	27	9	1000	12		62	30	22	12	147	69	58	42	80		53	
29/2/88	28	1	500	13	2,2	225	163	78	65	442	329	177	146	150	42	111	25
1/3/88	28	2	500	13	2,5	249	212	82	70	484	437	198	179	134	47	82	26
2/3/88	28	3	500	13	3,5	206	151	85	64	408	290	210	131	118	68	82	51
7/3/88	29	1	1500	12,5	2,5	140	54	54	40	337	136	140	108	194	80	138	57
8/3/88	29	2	1500	13	3,8	180	77	85	65	415	174	181	158	254	70	153	54

9/3/88	29	3	1500	13	5	134	84	78	52	332	209	233	174	132	79	96	65
11/3/88	30	1	500	14	1,7	205	129	50	42	381	238	121	107	178	33	103	24
12/3/88	30	2	500	15	2	244	107	52	42	437	232	137	113	214	46	138	36
13/3/88	30	3	500	14,5	2,6	159	82	32	21	371	197	110	86	182	31	111	23
14/3/88	30	4	500	14,5	3	158	93	49	36	357	207	122	106	149	45	98	33
15/3/88	30	5	500	14,5	3,5	143	82	31	25	362	186	112	81	162	36	110	25
23/3/88	31	1	500	13,5	2,5	89	47	28	21	204	122	88	68	104	33	76	19
24/3/88	31	2	500	14	3,1	78	50	22	18	188	122	68	59	86	24	64	18
25/3/88	31	3	500	14	3,5	51	39	9	10	135	99	52	48	63	19	47	14
26/3/88	31	4	500	13,5	4	49	38	11	8	147	103	56	48	63	12	48	4
27/3/88	31	5	500	13	4,4	56	38	9	8	127	87	48	44	61	12	45	9
28/3/88	31	6	500	13,5	4,5	58	37	9	8	169	106	51	41	75	12	51	5
29/3/88	31	7	500	14	5	116	70	20	18	239	159	98	82	100	19	67	14
30/3/88	31	8	500	13,5	5,7	81	54	12	9	193	129	78	58	75	16	45	12
31/3/88	31	9	500	14	6	69	50	16	9	167	111	64	48	66	33	46	23
1/4/88	31	10	500	14	6,3	60	28	14	8	165	71	79	51	99	37	64	24
2/4/88	31	11	500	14	7	64	29	57	7	197	90	118	63	126	86	83	58
5/4/88	32	1	1500	13,5	2,1	71	31		25	186	107	51	44	93	47	70	33
6/4/88	32	2	1500	13,5	2,8	62	62	56	45	174	146		67	87	60	69	51
7/4/88	32	3	1500	14	3,2	69	52			134	83	55		62	50	43	41
8/4/88	32	4	1500	14	4,1	80	51	60	33		182	123	71	75	65	57	49

Tableau 6a. Résultats I du suivi régulier du pilote (suite).

DATE	CYCLE No.	TEMPS DE FONCTION. jour	DEBIT EAU l/h	RENDEMENT %		CHARGE VOLUMIQUE kg/m3*j						
				MES	DCO	MES	DCO	DCO	DCO	DBO5	DBO5	
18/3/87	1	3	500	61	54	67	1,84	1,12	3,10	1,66	1,41	0,94
23/3/87	1	8	500	82	64	76	2,03	1,66	2,77	1,78	1,20	0,91
25/3/87	1	10	500	88	68	80	1,92	1,68	2,61	1,78	1,22	0,98
28/3/87	1	13	500	79	56	75	2,30	1,82	3,31	1,84	1,47	1,10
30/3/87	1	15	500	65	53	64	2,02	1,31	2,94	1,55	1,33	0,85
1/4/87	2	1	500		78	81			3,01	2,34	1,36	1,10
4/4/87	2	4	500	67	73	84	1,60	1,07	2,51	1,84	1,07	0,90
6/4/87	2	6	500	87	62	83	1,84	1,60	3,20	1,98	1,33	1,10
8/4/87	2	8	500									
11/4/87	2	11	500	77	70	82	1,54	1,18	2,58	1,79	1,06	0,86
13/4/87	2	13	500	73	61	64	1,44	1,06	2,06	1,26	0,98	0,62
18/4/87	2	18	500	81	55	77	1,68	1,36	1,95	1,07	1,14	0,88
23/4/87	2	23	500	66	48	59	1,47	0,98	2,03	0,98	0,74	0,43
25/4/87	2	25	500	68	61	74	0,91	0,62	1,92	1,17	0,62	0,46
27/4/87	2	27	500	71	72	78	0,83	0,59	2,54	1,84	0,64	0,50
30/4/87	2	30	500	82	25	65	0,72	0,59	1,73	0,43	0,74	0,48
22/5/87	3	3	500	76	59	65	1,49	1,14	2,72	1,60	0,83	0,54
24/5/87	3	5	500	90	65	83	1,57	1,41	2,46	1,60	0,85	0,70
26/5/87	3	7	500	85	69	81	1,20	1,02	2,35	1,62	0,85	0,69
29/5/87	3	10	500									
30/5/87	3	11	500	56	54	73	1,17	0,66	2,48	1,34	0,99	0,72
2/6/87	4	2	500	84	76	83	1,84	1,55	3,25	2,46	1,34	1,12
4/6/87	4	4	500	83	72	86	1,74	1,46	2,42	1,73	1,02	0,88
5/6/87	4	5	500	74	69	75	1,34	0,99	2,80	1,92	1,02	0,77
6/6/87	4	6	500	70	63	78	1,12	0,78	2,11	1,33	0,78	0,61
7/6/87	4	7	500	79	65	79	1,07	0,85	2,00	1,30	0,67	0,53

8/6/87	4	8	500	77	59	80	1,12	0,86	1,84	1,09	0,88	0,70
9/6/87	5	1	500	87	71	83	1,26	1,10	2,58	1,84	1,01	0,83
16/6/87	6	1	500	84	76	81	1,92	1,62	2,91	2,22	1,17	0,94
18/6/87	6	3	500	84	74	85	1,20	1,01	2,05	1,52	0,86	0,74
20/6/87	6	5	500	88	68	84	1,07	0,94	1,55	1,06	0,69	0,58
23/6/87	6	8	500	70	55	73	1,12	0,78	1,79	0,99	0,77	0,56
30/7/87	7	2	1000	81	53	71	2,05	1,66	3,20	1,70	1,34	0,96
31/7/87	7	3	1000	86	60	83	1,89	1,63	3,39	2,05	1,28	1,06
1/8/87	7	4	1000	90	65	89	2,53	2,27	3,39	2,21	1,12	0,99
4/8/87	7	7	1000	64			1,79	1,15	3,07		1,15	
5/8/87	7	8	1000	70	63	71	1,92	1,34	3,74	2,37	1,31	0,93
6/8/87	7	9	1000	74	65	71	2,18	1,60	3,26	2,11	1,12	0,80
7/8/87	7	10	1000	62	50	53	1,70	1,06	2,75	1,38	0,96	0,51
8/8/87	7	11	1000	37	51	50	1,89	0,70	3,26	1,66	1,15	0,58
10/8/87	8	1	1000	80	65	82	1,76	1,41	2,98	1,92	1,09	0,90
11/8/87	8	2	1000	83	72	86	2,46	2,05	3,36	2,43	1,34	1,15
13/8/87	8	4	1000	69	54	58	2,40	1,66	3,14	1,70	1,38	0,80
14/8/87	8	5	1000	57	75	58	1,79	1,02	2,08	1,57	0,83	0,48
15/8/87	8	6	1000	57	65	74	1,57	0,90	2,21	1,44	0,86	0,64
19/8/87	9	1	1000	65	68	74	2,08	1,34	2,91	1,98	0,99	0,74
20/8/87	9	2	1000	64	57	76	1,89	1,22	1,79	1,02	0,80	0,61
21/8/87	9	3	1000	79	68	61	1,79	1,41	2,30	1,57	0,58	0,35
22/8/87	9	4	1000	80	57		2,24	1,79	2,18	1,25	0,45	
23/8/87	9	5	1000	75	71	50	2,34	1,76	3,20	2,27	0,51	0,26
31/8/87	10	1	1000	61	52	63	2,66	1,63	4,48	2,34	1,57	0,99
1/9/87	10	2	1000	82	66	84	1,76	1,44	2,72	1,79	1,18	0,99
3/9/87	10	4	1000	84	66	84	1,98	1,66	3,30	2,18	1,41	1,18
4/9/87	10	5	1000	69	60	75	2,24	1,54	3,78	2,27	1,70	1,28
5/9/87	10	6	1000	70	59	72	2,11	1,47	3,65	2,14	1,50	1,09
7/9/87	10	8	1000	66	52	65	1,79	1,18	3,26	1,70	1,63	1,06
8/9/87	10	9	1000	55	50	60	1,76	0,96	3,52	1,76	1,60	0,96

17/9/87	11	1	500	62	61	78	1,62	1,01	5,46	3,33	2,59	2,02
18/9/87	11	2	500	65	65	77	2,02	1,31	5,65	3,65	2,91	2,26
19/9/87	11	3	500	78	68	73	2,27	1,78	5,39	3,66	2,53	1,86
20/9/87	11	4	500	67	72	61	3,68	2,48	7,58	5,46	2,62	1,60
21/9/87	11	5	500	19	35	-15	1,60	0,30	4,94	1,73	1,65	-0,24
1/10/87	12	1	500	64	63	74	2,11	1,36	6,58	4,16	3,28	2,42
2/10/87	12	2	500	45	49	66	1,58	0,72	6,45	3,15	3,46	2,29
3/10/87	12	3	500	5	47	65	1,04	0,05	5,78	2,70	3,01	1,95
13/10/87	13	1	500	73	62	77	1,98	1,44	4,56	2,83	2,66	2,03
14/10/87	13	2	500	44	50	65	1,62	0,70	4,24	2,11	2,70	1,76
15/10/87	13	3	500	54	53	66	1,98	1,07	5,12	2,69	3,04	2,00
22/10/87	14	1	1000									
23/10/87	14	2	1000	75	71	79	2,43	1,82	4,48	3,20	1,86	1,47
25/10/87	14	4	1000	44	52	59	2,98	1,31	4,86	2,53	1,95	1,15
29/10/87	15	1	1500	65	56	63	3,41	2,21	6,29	3,55	2,59	1,63
30/10/87	15	2	1500	66	60	68	3,26	2,16	6,96	4,18	3,02	2,06
31/10/87	15	3	1500	69	64	69	3,36	2,30	6,19	3,98	2,35	1,63
2/11/87	15	5	1500	17	41	45	3,07	0,53	7,10	2,93	3,12	1,39
3/11/87	16	1	1500	67	60		3,50	2,35	7,25	4,37		
4/11/87	16	2	1500	77	63	68	3,17	2,45	6,43	4,08	2,69	1,82
5/11/87	16	3	1500	34	53	66	2,54	0,86	5,66	3,02	2,54	1,68
6/11/87	16	4	1500	53	47	46	3,36	1,78	7,01	3,31	2,93	1,34
7/11/87	16	5	1500	49	46	53	2,93	1,44	5,76	2,64	2,54	1,34
8/11/87	16	6	1500	35	40	45	2,88	1,01	6,05	2,45	2,64	1,20
23/11/87	17	1	2000	53	46	37	7,17	3,78	13,18	6,08	4,29	1,60
24/11/87	17	2	2000	53	72	73	5,57	2,94	9,92	7,10	2,88	2,11
25/11/87	17	3	2000	50	31	43	5,25	2,62	9,98	3,07	4,29	1,86
26/11/87	17	4	2000	28	46	52	4,54	1,28	9,41	4,29	4,10	2,11
27/11/87	17	5	2000	29	29	29	3,71	1,09	8,70	2,56	2,88	0,83
28/11/87	17	6	2000	41	36	31	9,79	4,03	13,57	4,86	4,35	1,34

30/11/87	18	1	2000	58	51	37	7,62	4,42	13,50	6,85	3,14	1,15
1/12/87	18	2	2000	67	53	56	6,34	4,22	11,39	6,08	4,10	2,30
2/12/87	18	3	2000	40	36	36	5,44	2,18	12,67	4,61	5,31	1,92
3/12/87	18	4	2000	29	43	43	4,61	1,34	10,94	4,74	4,16	1,79
7/12/87	19	1	1500	76	65	71	5,23	3,98	10,61	6,86	4,37	3,12
8/12/87	19	2	1500	70	72	72	4,75	3,31	8,88	4,51	4,51	3,26
9/12/87	19	3	1500	66	54	64	4,56	3,02	7,34	3,98	2,78	1,78
10/12/87	19	4	1500	42	48	57	5,81	2,45	10,51	5,09	4,61	2,64
11/12/87	20	1	1500	72	57	57	6,34	4,56	10,27	5,86	4,18	2,40
12/12/87	20	2	1500	74	62	65	6,72	4,99	9,02	5,57	3,70	2,40
13/12/87	20	3	1500	56	44	53	5,47	3,07	9,70	4,22	4,66	2,45
14/12/87	20	4	1500	37	31	33	5,81	2,16	9,98	3,07	4,56	1,49
16/12/87	21	1	1500	65	50	50	5,28	3,41	9,02	4,51	4,37	2,88
17/12/87	21	2	1500	75	54	66	5,90	4,42	10,08	5,47	4,37	2,88
18/12/87	21	3	1500	51	55	58	8,74	4,42	8,06	4,42	3,22	1,87
19/12/87	21	4	1500	65	41	40	7,20	4,66	7,68	3,17	2,88	1,15
4/1/88	22	1	1000	51	46	46	2,34	1,18	4,06	1,86	1,60	0,74
5/1/88	22	2	1000	69	57	50	2,37	1,63	4,16	2,37	1,60	0,80
6/1/88	22	3	1000	74	57	87	2,11	1,57	3,68	2,08	2,69	2,34
7/1/88	22	4	1000	81	63	78	2,56	2,08	3,71	2,34	1,31	1,02
8/1/88	22	5	1000	73	55	71	1,92	1,41	3,52	1,92	1,31	0,93
9/1/88	22	6	1000	69	62	74	1,86	1,28	4,51	2,78	1,82	1,34
10/1/88	22	7	1000	63	54	55	2,56	1,60	4,77	2,56	2,08	1,15
11/1/88	22	8	1000	52	48	61	2,40	1,25	5,02	2,43	1,82	1,12
12/1/88	22	9	1000	44	44	53	4,19	1,86	7,07	3,14	2,88	1,54
13/1/88	23	1	1000	69	53	36	2,24	1,54	5,41	2,85	2,56	0,93
14/1/88	23	2	1000	78	65	73	2,14	1,66	5,22	3,39	1,98	1,44
15/1/88	23	3	1000	81	65	77	2,53	2,05	4,51	2,91	1,92	1,47
17/1/88	23	5	1000	82	66	76	2,94	2,40	5,54	3,65	2,24	1,70
18/1/88	23	6	1000	69	52	55	3,68	2,53	6,21	3,23	2,14	1,18
19/1/88	23	7	1000	56	56	61	3,42	1,92	5,82	3,26	2,46	1,50



21/1/88	24	2	1000	73	63	73	2,34	1,70	4,54	2,88	1,66	1,22
22/1/88	24	3	1000	56	46	56	2,56	1,63	5,76	2,62	2,46	1,38
23/1/88	24	4	1000	43	40	43	2,56	1,41	6,46	2,56	2,62	1,12
24/1/88	24	5	1000	33	38	33	2,18	1,06	4,54	1,73	1,73	0,58
25/1/88	24	6	1000	47	43	47	2,62	1,25	5,31	2,30	2,34	1,09
27/1/88	25	2	500	85	80	85	2,70	2,42	4,19	3,34	1,49	1,26
28/1/88	25	3	500	89	82	89	2,56	2,42	3,65	2,99	1,41	1,25
30/1/88	25	5	500	64	64	64	0,99	0,83	2,02	1,30	0,77	
31/1/88	25	6	500	77	72	81	2,06	1,58	3,38	2,43	1,41	1,14
1/2/88	25	7	500	75	57	75	1,12	0,85	1,84	1,04	0,83	0,62
2/2/88	25	8	500	65	48	65	2,13	1,44	3,71	1,78	1,33	0,86
3/2/88	25	9	500	58	53	58	4,46	2,66	6,67	3,50	2,08	1,20
5/2/88	26	2	1000	86	70	86	4,80	4,13	7,10	4,99	2,98	2,56
6/2/88	26	3	1000	67	51	70	1,63	1,09	3,90	1,98	1,47	1,02
7/2/88	26	4	1000	47	44	67	2,50	1,18	4,93	2,18	1,95	1,31
8/2/88	26	5	1000	48	45	51	2,72	1,31	4,80	2,18	1,89	0,96
9/2/88	26	6	1000	47	42	-5	1,89	0,90	3,33	1,41	1,22	-0,06
11/2/88	27	1	1000	76	53	65	1,47	1,12	2,59	1,38	0,99	0,64
12/2/88	27	2	1000	81	57	71	1,15	0,93	1,79	1,02	0,67	0,48
13/2/88	27	3	1000	74	34	74	1,25	0,93	1,79	0,61	1,09	0,80
14/2/88	27	4	1000	72	25	77	1,02	0,74	2,08	0,51	1,25	0,96
15/2/88	27	5	1000	71	38	63	0,99	0,70	2,46	0,93	0,86	0,54
16/2/88	27	6	1000	68	47	69	0,99	0,67	2,34	1,09	0,83	0,58
17/2/88	27	7	1000	57	18	54	0,67	0,38	1,06	0,19	0,42	0,22
18/2/88	27	8	1000	76	56	69	2,30	1,76	4,77	2,66	2,14	1,47
19/2/88	27	9	1000	61	61	65	2,56		4,70	2,85	1,98	1,28
29/2/88	28	1	500	72	60	65	2,40	1,73	7,07	4,24	3,60	2,35
1/3/88	28	2	500	65	59	67	2,14	1,39	7,74	4,58	3,98	2,67
2/3/88	28	3	500	42	49	59	1,89	0,80	6,53	3,17	3,30	1,94
7/3/88	29	1	1500	59	58	61	9,31	5,47	16,18	9,46	6,72	4,13
8/3/88	29	2	1500	72	56	53	12,19	8,83	19,92	11,23	8,64	4,56

9/3/88	29	3	1500	40	30	42	6,34	2,54	15,94	4,75	6,43	2,69
11/3/88	30	1	500	81	68	76	2,85	2,32	6,10	4,16	3,28	2,48
12/3/88	30	2	500	79	69	79	3,42	2,69	6,99	4,80	3,90	3,07
13/3/88	30	3	500	83	70	80	2,91	2,42	5,94	4,18	2,54	2,03
14/3/88	30	4	500	70	66	69	2,38	1,66	5,71	3,76	2,53	1,74
15/3/88	30	5	500	78	69	78	2,59	2,02	5,79	4,00	2,29	1,79
23/3/88	31	1	500	68	57	69	1,66	1,14	3,26	1,86	1,42	0,98
24/3/88	31	2	500	72	64	72	1,38	0,99	3,01	1,92	1,25	0,90
25/3/88	31	3	500	70	61	82	1,01	0,70	2,16	1,33	0,82	0,67
26/3/88	31	4	500	81	62	78	1,01	0,82	2,35	1,46	0,78	0,61
27/3/88	31	5	500	80	62	84	0,98	0,78	2,03	1,26	0,90	0,75
28/3/88	31	6	500	84	70	84	1,20	1,01	2,70	1,89	0,93	0,78
29/3/88	31	7	500	81	59	83	1,60	1,30	3,82	2,26	1,86	1,54
30/3/88	31	8	500	79	60	85	1,20	0,94	3,09	1,84	1,30	1,10
31/3/88	31	9	500	50	62	77	1,06	0,53	2,67	1,65	1,10	0,85
1/4/88	31	10	500	63	52	77	1,58	0,99	2,64	1,38	0,96	0,74
2/4/88	31	11	500	32	40	11	2,02	0,64	3,15	1,26	1,02	0,11
5/4/88	32	1	1500	49	73		4,46	2,21	8,93	6,48	3,41	
6/4/88	32	2	1500	31		10	4,18	1,30	8,35		2,98	0,29
7/4/88	32	3	1500	19	59		2,98	0,58	6,43	3,79	3,31	
8/4/88	32	4	1500	13		25	3,60	0,48			3,84	0,96

Tableau 7. Résultats II du suivi régulier du pilote.

CYCLE No.	TEMPS DE FONCTION. jour	TEMPER. °C	DEBIT EAU l/h	N-NO3 entrée mg/l	N-NO3 sortie mg/l	N-NO2 entrée mg/l	N-NO2 sortie mg/l	N-NH4 entrée mg/l	N-NH4 sortie mg/l	NTX entrée mg/l	NTX sortie mg/l
1	3	14,5	500	0,6	0,2	0,29	0,1	17,8	15,2	22,5	15,5
1	8	15	500	0,5	0,3	0,33	0,21	14,6	16,2	20,5	14,5
1	10	15	500	0,5	0,4	0,29	0,21	12,8	14,1	23,2	18,5
1	13	15	500	0,2	0	0,14	0,1	17,2	18,7	25,7	22,1
1	15	15	500	0,5	0,2	0,26	0,08	15,6	21,3	23	26,4
-----											
2	1	15	500	0,2	0,3	0,05	0,12	17,7	17,6	27,8	21,2
2	4	15	500	0,4	0,2	0,22	0,11	14,1	16,4	22,1	20
2	6	15	500	0,4	0,2	0,35	0,12	18,4	21,9	30,1	28
2	8	16	500		0,2		0,08		20,9		25,8
2	11	15	500	0,6	0,6	0,17	0,1	15,9	17,3	24,2	19,8
2	13	15	500	0,4	0,3	0,11	0,18	18,2	20	18,3	17
2	18	17,5	500	0,5	0,4	0,09	0,15	13,1	14,2	18,1	14,3
2	23	17,5	500	0,3	0,2	0,2	0,08	15,7	17,3	24,2	22
2	25	17,5	500	0,2	0,2	0,17	0,13	14,7	15,5	21,6	19
2	27	18,5	500	0,4	0,5	0,14	0,1	16,7	17,9	25,3	18,9
2	30	18	500	0,5	0,4	0,13	0,16	15,9	16,4	18,1	19,3
-----											
4	7	19,5	500	0,4	0,5			14,4	15,9	18,7	19,9
-----											
9	2	22,5	1000	0,8	1,8	0,12	0,64	2,6	2,5	12,3	9,2
-----											
22	9	13,5	1000	0,2	0,2	0,04	0,05	20	22	31	28
-----											
23	2	13,5	1000	0,3	0,2	0,27	0,11	18,7	18,5		

ANNEXE 7 : Résultats du traçage pour la détermination du temps de séjour.

## FLUX DESCENDANT, SANS AERATION

## DEBIT EAU :

— 0,4 m <sup>3</sup> /h —		— 1,1 m <sup>3</sup> /h —		— 1,8 m <sup>3</sup> /h —		— 2,5 m <sup>3</sup> /h —	
$\bar{t}$	$\bar{c}$	$\bar{t}$	$\bar{c}$	$\bar{t}$	$\bar{c}$	$\bar{t}$	$\bar{c}$
0	0.001	0	0.002	0	0.003	0	0
0.095	0	0.07	0	0.173	0	0.096	0.001
0.178	0	0.139	0.001	0.345	0	0.193	0
0.225	0	0.209	0	0.518	0	0.289	0
0.272	0	0.278	0	0.604	0.049	0.386	0
0.32	0.001	0.348	0.002	0.691	0.178	0.482	0.009
0.367	0.001	0.417	0.012	0.777	0.278	0.578	0.027
0.45	0.003	0.487	0.015	0.82	0.359	0.627	0.021
0.544	0.023	0.557	0.033	0.863	0.388	0.675	0.049
0.639	0.073	0.609	0.044	0.906	0.393	0.723	0.067
0.722	0.202	0.661	0.057	0.95	0.375	0.771	0.117
0.817	0.351	0.713	0.094	0.993	0.482	0.819	0.194
0.911	0.493	0.765	0.1	1.036	0.526	0.867	0.325
1.089	0.778	0.817	0.146	1.079	0.572	0.916	0.46
1.266	0.899	0.87	0.218	1.122	0.649	0.964	0.598
1.456	0.918	0.922	0.36	1.208	0.815	1.012	0.657
1.633	0.905	0.974	0.576	1.295	0.908	1.06	0.74
1.811	0.921	1.043	0.724	1.381	0.959	1.157	0.746
2	0.925	1.113	0.821	1.511	0.962	1.253	0.837
2.189	0.947	1.217	0.852	1.726	0.927	1.349	0.875
2.544	0.983	1.304	0.873	1.942	0.967	1.446	0.87
2.899	0.993	1.391	0.913	2.158	0.996	1.687	0.943
3.314	0.993	1.565	0.953	2.59	0.992	1.928	1
3.491	1.003	1.913	0.997	3.021	1	2.41	1.009
3.669	1	2.087	1	3.453	0.997	2.892	1

## FLUX ASCENDANT, SANS AERATION

DEBIT EAU :

— 0,4 m <sup>3</sup> /h —		— 1,1 m <sup>3</sup> /h —		— 1,8 m <sup>3</sup> /h —		— 2,4 m <sup>3</sup> /h —	
$\bar{t}$	$\bar{c}$	$\bar{t}$	$\bar{c}$	$\bar{t}$	$\bar{c}$	$\bar{t}$	$\bar{c}$
0	0.001	0	0.009	0	0.002	0.134	0.003
0.075	0	0.101	0	0.173	0	0.268	0.005
0.15	0.003	0.202	0	0.345	0.021	0.447	0.048
0.188	0.014	0.405	0.067	0.518	0.079	0.626	0.128
0.226	0.039	0.607	0.175	0.691	0.171	0.715	0.195
0.263	0.05	0.688	0.222	0.794	0.246	0.76	0.232
0.301	0.092	0.769	0.299	0.864	0.299	0.804	0.27
0.376	0.151	0.85	0.346	0.898	0.334	0.849	0.332
0.451	0.223	0.891	0.384	0.933	0.37	0.894	0.383
0.526	0.29	0.911	0.426	0.967	0.418	0.938	0.46
0.602	0.347	0.931	0.429	1.002	0.477	0.983	0.536
0.677	0.408	0.951	0.432	1.036	0.515	1.028	0.617
0.752	0.465	0.971	0.465	1.071	0.574	1.072	0.681
0.902	0.552	0.992	0.484	1.105	0.634	1.117	0.749
1.053	0.628	1.012	0.502	1.14	0.692	1.206	0.812
1.203	0.683	1.032	0.515	1.209	0.774	1.34	0.875
1.353	0.743	1.052	0.529	1.313	0.859	1.475	0.918
1.504	0.748	1.093	0.585	1.451	0.923	1.653	0.951
1.654	0.697	1.214	0.722	1.589	0.967	1.832	0.97
1.805	0.726	1.316	0.812	1.727	0.989	2.011	0.974
2.105	0.888	1.417	0.88	1.9	0.992	2.1	0.973
2.406	0.959	1.619	0.946	2.073	0.997	2.279	0.975
2.707	0.973	1.821	0.98	2.245	0.999	2.458	0.978
2.857	0.973	2.429	1	2.418	1.001	2.681	0.985
3.008	0.983	3.238	0.999	3.109	1		

## FLUX DESCENDANT, DEBIT EAU 1,8 m3/h

## DEBIT AIR :

- 1,8 Nm3/h -		- 2,3 Nm3/h -		- 2,9 Nm3/h -	
$\tilde{t}$	$\tilde{c}$	$\tilde{t}$	$\tilde{c}$	$\tilde{t}$	$\tilde{c}$
0	0.001	0.48	0.352	0	0.001
0.486	0.36	0.64	0.465	0.5	0.357
0.648	0.465	0.72	0.506	0.677	0.472
0.729	0.524	0.76	0.532	0.75	0.509
0.769	0.537	0.8	0.551	0.792	0.538
0.81	0.555	0.84	0.57	0.833	0.552
0.85	0.572	0.88	0.577	0.875	0.574
0.891	0.589	0.92	0.594	0.917	0.596
0.931	0.601	0.96	0.629	0.958	0.618
0.972	0.62	1	0.631	1	0.613
1.012	0.634	1.04	0.64	1.042	0.636
1.053	0.647	1.12	0.68	1.083	0.644
1.134	0.677	1.2	0.703	1.167	0.685
1.215	0.706	1.28	0.728	1.25	0.697
1.296	0.727	1.4	0.762	1.333	0.723
1.417	0.762	1.6	0.796	1.458	0.763
1.619	0.81	1.8	0.836	1.667	0.815
1.822	0.836	2	0.879	1.875	0.845
2.024	0.881	2.2	0.904	2.083	0.883
2.227	0.902	2.4	0.919	2.292	0.914
2.429	0.931	2.6	0.937	2.5	0.927
2.632	0.934	2.8	0.96	2.708	0.947
2.834	0.945	3	0.976	2.917	0.959
3.036	0.961	3.2	0.986	3.125	0.976
3.239	0.984			3.333	0.987

## FLUX ASCENDANT, DEBIT EAU 1,8 m3/h

## DEBIT AIR :

- 1,8 Nm3/h -		- 2,3 Nm3/h -		- 2,9 Nm3/h -	
$\tilde{t}$	$\tilde{c}$	$\tilde{t}$	$\tilde{c}$	$\tilde{t}$	$\tilde{c}$
0	0	0	0	0	0
0.2	0.148	0.196	0.12	0.196	0.113
0.4	0.298	0.392	0.271	0.392	0.263
0.6	0.414	0.588	0.403	0.588	0.395
0.8	0.52	0.784	0.512	0.784	0.501
0.92	0.572	0.902	0.566	0.902	0.56
1	0.601	0.98	0.596	0.98	0.594
1.04	0.619	1.02	0.611	1.02	0.611
1.08	0.635	1.059	0.629	1.059	0.623
1.12	0.646	1.098	0.641	1.098	0.644
1.16	0.663	1.137	0.66	1.137	0.656
1.2	0.672	1.176	0.671	1.176	0.666
1.24	0.686	1.216	0.679	1.216	0.678
1.28	0.696	1.255	0.699	1.255	0.693
1.32	0.71	1.294	0.705	1.294	0.703
1.4	0.737	1.373	0.734	1.373	0.728
1.52	0.763	1.49	0.762	1.49	0.754
1.68	0.799	1.647	0.795	1.647	0.793
1.84	0.83	1.804	0.826	1.804	0.829
2	0.861	1.961	0.852	1.961	0.85
2.2	0.893	2.157	0.897	2.157	0.895
2.4	0.913	2.353	0.917	2.353	0.916
2.6	0.932	2.549	0.936	2.549	0.94
2.8	0.948	2.745	0.957	2.745	0.958
3.6	0.996	3.529	0.996	3.529	1

- CYCLE N° 2 -		- CYCLE N° 10 -		- CYCLE N° 30 -	
$\tilde{t}$	$\tilde{c}$	$\tilde{t}$	$\tilde{c}$	$\tilde{t}$	$\tilde{c}$
0.013	0	0	0	0.017	0
0.025	0.026	0.1	0.018	0.025	0
0.038	0.075	0.14	0.053	0.059	0.012
0.051	0.115	0.2	0.111	0.085	0.033
0.063	0.147	0.3	0.218	0.127	0.078
0.089	0.194	0.4	0.313	0.169	0.129
0.127	0.233	0.5	0.393	0.212	0.178
0.19	0.276	0.6	0.46	0.254	0.224
0.253	0.312	0.8	0.571	0.339	0.309
0.316	0.342	1	0.656	0.424	0.383
0.38	0.371	1.2	0.722	0.508	0.447
0.506	0.426	1.4	0.773	0.593	0.503
0.633	0.474	1.6	0.813	0.678	0.553
0.759	0.516	2	0.874	0.847	0.637
0.886	0.554	2.5	0.922	1.059	0.716
1.013	0.589	3	0.949	1.271	0.774
1.266	0.648			1.695	0.832
1.582	0.713			2.542	0.909
1.899	0.762			3.39	0.943
2.532	0.839				
3.797	0.915				
5.063	0.948				
6.329	0.964				



ANNEXE 8 : Programme en GWBASIC pour le traçé de la distribution du temps de séjour.

```

40 DIM T.T(20,26),C.C(20,26),DONNEES$(20),LADATES$(20),NOMMES$(20),PARAMETRE5$(
20)
50 KEY 15,CHR$(&H40)+CHR$(96):KEY 16,CHR$(&H40)+CHR$(97):KEY 17,CHR$(&H40)+CHR$(
98):CLOSE
60 FOR I=15 TO 17:KEY(I) ON:NEXT
70 ON KEY(15) GOSUB 50
80 ON KEY(16) GOSUB 10000
90 ON KEY(17) GOSUB 1090
130 CLS 0:SCREEN 0,1:KEY OFF
140 COLOR 0,7
170 LOCATE 1,16:PRINT "EPURATION PAR BACTERIES FIXEES SUR SUPPORTS TEXTILES":LOC
ATE 3,18:PRINT "GESTION INFORMATIQUE DES RESULTATS DES ESSAIS"
180 PRINT :COLOR 1,2:PRINT "Pour continuer , activez les touches CAPSLOCK et FUN
CTLOCK , ensuite appuyez sur une des touches suivantes:"
190 PRINT :COLOR 14,6:PRINT "F11 : Aide"TAB(50):PRINT :PRINT "F12 : Distributio
n du temps de séjour"TAB(50):PRINT :PRINT "F13 : Création d'un fichier" TAB(50)
240 COLOR 7,0
250 GOTO 250
650 REM "TRACAGE DE C/C° POUR N REACTEURS PARFAITS"-----
660 CLS 0:INPUT "Nombre de courbes N ( <10 )=";NOPARF%
670 FOR I%=1 TO NOPARF% :PRINT :PRINT "Nombre de réacteurs pour la courbe";I%;"=
";:INPUT N%(I%):PRINT:NEXT
680 IF LEN(PARAMETRE2$)=1 THEN 710
690 IF PARAMETRE2$="NE" OR PARAMETRE2$="NPE" THEN 10350 ELSE 11150
710 GOSUB 10100
720 FOR L%=1 TO NOPARF%
730 FOR K%=0 TO 480
740 T.SUR.TMOYEN=K%/160
750 GOSUB 800
760 T.TPIXEL%=CINT(104+160*T.SUR.TMOYEN)
770 C.CPIXEL%=CINT(332-292*C.SUR.CMOYENNE)
780 PSET (T.TPIXEL%,C.CPIXEL%):NEXT:BEEP:BEEP:BEEP:NEXT
785 FOR I=15 TO 20:KEY(I) ON:NEXT
790 IF PARAMETRE2$="N" OR (PARAMETRE2$="NP" OR PARAMETRE2$="NPE") THEN 790
795 RETURN
800 REM "CALCUL DE C/C° EN FONCTION DE T/T° POUR N REACTEURS"-----
810 A(1)=0
820 FOR J%=1 TO N%(L%)
830 M%=J%-1
840 GOSUB 1000
850 A(1)=A(1)+((N%(L%)*T.SUR.TMOYEN)^(J%-1))/N.F!
860 NEXT
870 C.SUR.CMOYENNE=1-EXP(-(N%(L%)*T.SUR.TMOYEN))*A(1)
880 RETURN
1000 REM "CALCUL DE M!"-----
1010 N.F!=1
1020 IF M%=0 GOTO 1040
1030 FOR I%=1 TO M% :N.F!=N.F!*I%:NEXT
1040 RETURN
1050 REM Affichage des noms de fichiers comprenant les résultats expérimentaux-----

```

```

1060 CLS 0:COLOR 1,6:PRINT "NOM DU FICHER (NUMERO DU FICHER)"TAB(50)"DATE  ":
COLOR 7,0:PRINT
1062 OPEN "NOMS.GEO" FOR INPUT AS 255:J%=1
1065 INPUT#255,NUMFICH%:INPUT#255,DONNEES$(NUMFICH%),LADATES$(NUMFICH%):PRINT DON
NEES$(NUMFICH%);"("NUMFICH%;")"TAB(50)LADATES$(NUMFICH%):J%=J%+1:IF EOF(255) THE
N 1070 ELSE 1065
1070 CLOSE#255:PRINT:PRINT "C'EST TOUT !":PRINT "NOMBRE TOTAL DE FICHERS DES DO
NNEES:";J%
1075 PRINT:PRINT "APPUYEZ SUR C POUR CONTINUER":XS=INPUT$(1):IF XS="C" THEN 1080
ELSE 1075
1080 RETURN
1090 REM STOCKAGE DES DONNEES-----
1100 GOSUB 1050
1110 CLS 0:COLOR 4,7:PRINT "Désactivez la touche FUNCTLOCK ! !":COLOR 7,0:PRINT
:INPUT "NUMERO DU FICHER=";NUMFICH%:INPUT "NOM DU FICHER:";DONNEES$(NUMFICH%)
1120 INPUT "DATE:";LADATES$(NUMFICH%):PRINT
1130 OPEN "NOMS.GEO" FOR APPEND AS 255:PRINT#255,NUMFICH%;",";DONNEES$(NUMFICH%)
;";";LADATES$(NUMFICH%):CLOSE#255
1140 OPEN DONNEES$(NUMFICH%) FOR OUTPUT AS NUMFICH%
1150 INPUT "NOMBRE DE COUPLES DES MESURES=";NOMMES$(NUMFICH%):PRINT
1160 FOR I%=1 TO NOMMES$(NUMFICH%):PRINT "T.T°("NUMFICH%;";";I%;")=";:INPUT T.T
(NUMFICH%,I%):PRINT "C.C°("NUMFICH%;";";I%;")=";:INPUT C.C(NUMFICH%,I%):NEXT
1170 PRINT#NUMFICH%,LADATES$(NUMFICH%);",";NOMMES$(NUMFICH%):FOR I%=1 TO NOMMES$(
NUMFICH%):PRINT#NUMFICH%,T.T(NUMFICH%,I%);C.C(NUMFICH%,I%):NEXT
1180 CLOSE#NUMFICH%
1250 REM CHARGEMENT DES DONNEES DANS LA MEMOIRE-----
1260 GOSUB 1050
1300 CLS 0:INPUT "VOULEZ-VOUS UNE SERIE DE MESURES ? (OUI=O, NON=N)";PARAMETRE3$
1310 IF PARAMETRE3$="O" GOTO 1330
1320 GOTO 50
1330 PRINT:INPUT "Numero du fichier contenant les mesures que vous voulez :";NUM
FICH%:PRINT :INPUT "Nom du fichier:";DONNEES$(NUMFICH%)
1340 OPEN DONNEES$(NUMFICH%) FOR INPUT AS NUMFICH%
1350 INPUT#NUMFICH%,LADATES$(NUMFICH%),NOMMES$(NUMFICH%)
1360 FOR I=1 TO NOMMES$(NUMFICH%):INPUT#NUMFICH%,T.T(NUMFICH%,I),C.C(NUMFICH%,I)
:NEXT:CLOSE#NUMFICH%
1365 PRINT:INPUT "Impression ? (Oui=O,Non=N) Si la reponse est OUI préparez l'im
primante d'abord !";PARAMETRE4$
1366 IF PARAMETRE4$="N" THEN 1380
1370 CLS 0:LPRINT "NUMERO DU FICHER=";NUMFICH%:LPRINT "DATE:";LADATES$(NUMFICH%)
:PRINT "NOMBRE DE COUPLES DES MESURES=";NOMMES$(NUMFICH%):FOR I=1 TO NOMMES$(NUM
FICH%):LPRINT "T.T°("I;")=";T.T(NUMFICH%,I):LPRINT "C.C°("I;")=";C.C(NUMFICH%,
I):NEXT
1375 PRINT:PRINT:PRINT "APPUYEZ SUR /F5/ POUR CONTINUER":STOP
1380 RETURN
9999 REM MENU DISTRIBUTION T.S.-----

10000 CLS 0:SCREEN 0,1:LOCATE 1,13:COLOR 4,7:PRINT"DISTRIBUTION DU TEMPS DE SEJO
UR":COLOR 1,6:PRINT
10005 PRINT "Stockage des données :                appuyez sur  S  " :                P
RINT      "                                     "
10010 PRINT "Copie des données stockées :          appuyez sur  C  " :
PRINT      "                                     "
10020 PRINT "Traçage du temps de séjour :          appuyez sur  T  " :                P
RINT      "                                     "
10030 PRINT "Fin de programme :                   appuyez sur  F  " :
PRINT      "                                     "

```

```

10035 LOCATE 17,1:COLOR 14,4:PRINT"Désactivez la touche FUNCTLOCK !!":COLOR 7,0
10040 PARAMETRE1$=INPUT$(1)
10045 IF PARAMETRE1$="S" THEN 50000
10050 IF PARAMETRE1$="C" THEN 50000
10060 IF PARAMETRE1$="T" THEN 10200
10070 IF PARAMETRE1$="F" THEN END
10090 PRINT "Ne sois pas distrait !!":PRINT:GOTO 10000
10100 REM TRACAGE DES AXES -----
10110 SCREEN 3,0,0,0 :CLS 0
10120 LINE (104,332)-(600,332),1:LINE (104,332)-(104,32),1:LINE (104,40)-(600,40
),1,,&HC3C3
10130 LINE (100,40)-(108,40):LINE (100,187)-(108,187):LINE (264,336)-(264,328):L
INE (584,328)-(584,336):LINE (424,328)-(424,336)
10140 LOCATE 2,13:PRINT "C/C°":LOCATE 3,11:PRINT "1":LOCATE 12,11:PRINT ".5":LOC
ATE 22,12:PRINT "0":LOCATE 22,33:PRINT "1.0":LOCATE 22,53:PRINT "2.0":LOCATE 22,
73:PRINT "3.0":LOCATE 21,77:PRINT "T/T°"
10150 RETURN
10199 REM TRACAGE DU TEMPS DE SEJOUR-----
10200 CLS 0:SCREEN 0:COLOR 1,7:LOCATE 1,21:PRINT"TRACAGE DU TEMPS DE SEJOUR":COL
OR 0,2:PRINT:PRINT
10210 PRINT "Courbe théorique de N réacteurs
"
10220 PRINT "parfaitement mélangés :                appuyez sur N
"
10230 PRINT "Courbe théorique de réacteur piston
"
10240 PRINT "à un nombre de Peclet donné :                appuyez sur P
"
10250 PRINT "Courbe expérimentale :                appuyez sur E
"
10260 PRINT "Une combinaison des précédents :                appuyez selon le choix sur N
P , NE , PE ou NPE
":COLOR 7,0
10270 PRINT:PRINT:PRINT:INPUT PARAMETRE2$
10280 IF PARAMETRE2$="N" THEN 650 ELSE IF PARAMETRE2$="P" THEN 11150 ELSE IF PAR
AMETRE2$="E" THEN 10350 ELSE IF PARAMETRE2$="NP" THEN 650 ELSE IF PARAMETRE2$="N
E" THEN 650 ELSE IF PARAMETRE2$="PE" THEN 11150 ELSE IF PARAMETRE2$="NPE" THEN 6
50
10290 PRINT:PRINT"Ne sois pas distrait ! !":GOTO 10200
10350 REM COURBE EXPERIMENTALE-----
10360 CLS 0:INPUT "Nombre de courbes E ( < 10 ) =";NOEXPE%
10370 FOR M%=1 TO NOEXPE%
10380 GOSUB 1250
10390 E%(M%)=NUMFICH%
10410 REM "MENU POUR LE TRACAGE EXPERIMENTAL"-----
10420 CLS 0:SCREEN 0,1
10430 PRINT"Pour avoir:"TAB(50)"Touchez sur:"PRINT"Ligne droite"TAB(56)"1":PRIN
T"Carrés vides"TAB(56)"2":PRINT"Carrés remplis"TAB(56)"3":PRINT"Cercles vides"TA
B(56)"4":PRINT"Cercles remplis"TAB(56)"5":PRINT"Ligne pointillée"TAB(56)"6"
10440 PARAMETRE5$(NUMFICH%)=INPUT$(1)
10450 NEXT
10460 IF PARAMETRE2$="E" OR PARAMETRE2$="PE" THEN 10475
10470 IF LEN(PARAMETRE2$)=3 THEN 11150 ELSE 10480
10475 GOSUB 10100

```

```

10477 GOTO 10490
10480 GOSUB 710
10490 REM "TRACAGE DES C/C° EXPERIMENTAUX"-----
-----
10500 FOR M%=1 TO NOEXPE%
10510 NUMFICH%=E%(M%)
10520 ON VAL(PARAMETRES$(NUMFICH%)) GOSUB 10550,10620,10710,10810,10890,10980
10530 NEXT
10540 GOTO 11070
10550 REM "TRACAGE LIGNE DROITE"-----
-----
10555 PSET(104,332)
10560 FOR I=1 TO NOMMES%(NUMFICH%)
10570 T.TPIXEL%=CINT(104+160*(T.T(NUMFICH%,I)))
10580 C.CPIXEL%=CINT(332-292*(C.C(NUMFICH%,I)))
10590 LINE-(T.TPIXEL%,C.CPIXEL%)
10600 NEXT
10610 BEEP:BEEP:BEEP:RETURN
10620 REM "TRACAGE CARRES VIDES"-----
-----
10630 PSET(104,332)
10640 FOR I=1 TO NOMMES%(NUMFICH%)
10650 T.TPIXEL%=CINT(104+160*(T.T(NUMFICH%,I)))
10660 C.CPIXEL%=CINT(332-292*(C.C(NUMFICH%,I)))
10670 LINE-(T.TPIXEL%,C.CPIXEL%),,,&HO
10680 DRAW "BU2BL2R4D4LAU4BR2BD2"
10690 NEXT
10700 BEEP:BEEP:BEEP:RETURN
10710 REM "TRACAGE CARRES REMPLIS"-----
-----
10720 PSET(104,332)
10730 FOR I=1 TO NOMMES%(NUMFICH%)
10740 T.TPIXEL%=CINT(104+160*(T.T(NUMFICH%,I)))
10750 C.CPIXEL%=CINT(332-292*(C.C(NUMFICH%,I)))
10760 LINE-(T.TPIXEL%,C.CPIXEL%),,,&HO
10770 DRAW "BU2BL2R4D4LAU4BR2BD2"
10780 DRAW "P1,1"
10790 NEXT
10800 BEEP:BEEP:BEEP:RETURN
10810 REM "TRACAGE CERCLES VIDES"-----
-----
10820 PSET(104,332)
10830 FOR I=1 TO NOMMES%(NUMFICH%)
10840 T.TPIXEL%=CINT(104+160*(T.T(NUMFICH%,I)))
10850 C.CPIXEL%=CINT(332-292*(C.C(NUMFICH%,I)))
10860 CIRCLE (T.TPIXEL%,C.CPIXEL%),3
10870 NEXT
10880 BEEP:BEEP:BEEP:RETURN
10890 REM "TRACAGE CARRES REMPLIS"-----
-----
10900 PSET(104,332)
10910 FOR I=1 TO NOMMES%(NUMFICH%)
10920 T.TPIXEL%=CINT(104+160*(T.T(NUMFICH%,I)))
10930 C.CPIXEL%=CINT(332-292*(C.C(NUMFICH%,I)))
10940 CIRCLE (T.TPIXEL%,C.CPIXEL%),3
10950 PAINT(T.TPIXEL%,C.CPIXEL%)

```

```

10960 NEXT
10970 BEEP:BEEP:BEEP:RETURN
10980 REM "TRACAGE LIGNE POINTILLEE"-----
-----
10990 PSET(104,332)
11000 FOR I=1 TO NOMMES%(NUMFICH%)
11010 T.TPIXEL%=CINT(104+160*(T.T(NUMFICH%,I)))
11020 C.CPIXEL%=CINT(332-292*(C.C(NUMFICH%,I)))
11030 LINE-(T.TPIXEL%,C.CPIXEL%),,,&HFOFO
11040 NEXT
11050 BEEP:BEEP:BEEP:RETURN
11070 IF NOT((PARAMETRE2$="PE") OR (PARAMETRE2$="NPE")) THEN 11090
11075 IF PARAMETRE2$="NPE" THEN 720
11080 GOSUB 11220
11090 FOR I=15 TO 20:KEY(I) ON:NEXT:GOTO 11090
11100 REM "Pour continuer il faut agir sur les touches /F/ "-----
-----
11150 REM "TRACAGE DE C/C° A L'AIDE DU NOMBRE PECLLET"-----
-----
11160 CLS 0:INPUT "Nombre de courbes P ( <10 )=";NOPECL%
11170 FOR I%=1 TO NOPECL%:PRINT:PRINT"Nombre PECLLET pour la courbe";I%;"=";:INPU
T P%(I%):PRINT:NEXT
11180 PRINT:PRINT:INPUT "Nombre N pour l'intégration par la methode de SIMPSON (
≈10 à 20)=";IJ%
11190 IF PARAMETRE2$="P" OR PARAMETRE2$="NP" THEN 11210
11195 IF PARAMETRE2$="PE" THEN 10350
11210 GOSUB 10100
11220 FOR L%=1 TO NOPECL%
11230 FOR K%=1 TO 480
11240 T.TPECLLET=K%/160
11250 GOSUB 11300
11260 T.TPIXEL%=CINT(104+160*T.TPECLLET)
11270 C.CPIXEL%=CINT(332-292*C.CPECLLET)
11280 PSET (T.TPIXEL%,C.CPIXEL%):NEXT :BEEP:BEEP:BEEP:NEXT
11285 FOR I=15 TO 20:KEY(I) ON:NEXT
11290 IF PARAMETRE2$="P" THEN 11290 ELSE IF PARAMETRE2$="NP" THEN 720 ELSE IF PA
RAMETRE2$="PE" THEN RETURN ELSE IF PARAMETRE2$="NPE" THEN 10490
11300 REM "CALCUL DE C/C°-CAS:PECLLET"-----
-----
11310 HH=((1-T.TPECLLET)/(T.TPECLLET^.5))*(P%(L%)^.5)/(2*IJ%)
11320 TETRA=0
11330 FOR IM%=1 TO (IJ%-1) STEP 2
11340 MERIK4=EXP(-((HH*IM%)^2))
11345 TETRA=TETRA+MERIK4
11350 NEXT
11355 DIPLO=0
11360 FOR IM%=2 TO (IJ%-2) STEP 2
11365 MERIK2=EXP(-((HH*IM%)^2))
11370 DIPLO=DIPLO+MERIK2
11375 NEXT
11380 ERF=(2*HH*(1+4*TETRA+2*DIPLO+EXP(-((HH*IJ%)^2))))/((3.1416^.5)*3)
11390 C.CPECLLET=(1-ERF)/2
11400 RETURN
50000 PRINT "CEITE CLE N'EST PAS ENCORE EN OPERATION ":PRINT "VEUILLEZ RECOMMENC
ER LE PROGRAMME!":END

```

## ABREVIATIONS ET SYMBOLES

---

ABREVIATIONS ET SYMBOLES

DBO<sub>5</sub> : Demande biochimique en oxygène sur 5 jours

DCO : Demande chimique en oxygène

MES : Matières en suspension

MVS : Matières volatiles en suspension

NTK : Azote total Kjeldhal

-----

- a : Débit d'oxygène transféré de l'air vers l'eau ( $L^3T^{-1}$ )
- b : Débit de CO<sub>2</sub> transféré de l'eau vers l'air ( $L^3T^{-1}$ )
- C : Concentration d'oxygène dissous ( $M_gL^{-3}$ )
- C<sub>ED</sub> : Concentration de la pollution dissoute à l'entrée ( $M_sL^{-3}$ )
- C<sub>EP</sub> : Concentration de la pollution particulaire à l'entrée ( $M_xL^{-3}$ )
- C<sub>o</sub> : Concentration de l'oxygène dans l'eau ( $M_gL^{-3}$ )
- C<sub>o,s</sub> : Concentration de saturation de l'oxygène dans l'eau pour une température donnée ( $M_g L^{-3}$ )
- C<sub>o2,e</sub> : Concentration de l'oxygène dissous à l'entrée ( $M_gL^{-3}$ )
- C<sub>o2,s</sub> : Concentration de l'oxygène dissous à la sortie ( $M_gL^{-3}$ )
- C<sub>s</sub> : Concentration totale du substrat organique à la sortie ( $M_sL^{-3}$ )
- C<sub>SD</sub> : Concentration de la pollution dissoute à la sortie ( $M_sL^{-3}$ )
- C<sub>SP</sub> : Concentration de la pollution particulaire à la sortie ( $M_xL^{-3}$ )
- C<sub>SP,DECR</sub> : Concentration de la pollution particulaire à la sortie, par décrochage ( $M_xL^{-3}$ )
- C<sub>SP,L</sub> : Concentration de la pollution particulaire à la sortie, provenant de production de biomasse libre due au niveau de la concentration du substrat organique ( $M_xL^{-3}$ )
- C<sub>t</sub> : Concentration du traceur ( $M_tL^{-3}$ )
- C<sub>t,e</sub> : Concentration du traceur à l'entrée du réacteur ( $M_tL^{-3}$ )
- C<sub>t,i</sub> : Concentration du traceur à la sortie du réacteur i ( $M_tL^{-3}$ )
- $\bar{C}$  : Concentration réduite ( $ML^{-3}$ )

$C_s'$	:	Concentration de saturation d'oxygène dans l'eau usée de la colonne ( $M_g L^{-3}$ )
$D$	:	Débit de l'effluent ( $L^3 T^{-1}$ )
$D_B$	:	Coefficient de diffusion moléculaire du substrat limitant dans le biofilm ( $L^2 T^{-1}$ )
$D_{B,a}$	:	Coefficient de diffusion moléculaire de l'accepteur d'électrons ( $L^2 T^{-1}$ )
$D_{B,d}$	:	Coefficient de diffusion moléculaire du donneur d'électrons ( $L^2 T^{-1}$ )
$D_L$	:	Coefficient de diffusion moléculaire du substrat limitant dans la phase liquide ( $L^2 T^{-1}$ )
$D_t$	:	Coefficient de dispersion axiale pour le traceur ( $L^2 T^{-1}$ )
$d_f$	:	Diamètre des fibres (L)
$E(\ )$	:	Fonction exprimant la distribution du temps de séjour
$F(\ )$	:	Fonction exprimant la distribution du temps de séjour
$f(\ )$	:	Fonction empirique rendant compte du décrochage de biomasse
$H$	:	Colonne d'eau au-dessus de la rampe d'aération, mH <sub>2</sub> O
$J_A$	:	Flux du substrat limitant dans la phase liquide ( $M_s L^{-2} T^{-1}$ )
$K_{La}$	:	Coefficient de transfert global des gaz ( $T^{-1}$ )
$K_s$	:	Constante de saturation ( $M_s L^{-3}$ )
$K_{s,a}$	:	Coefficient de saturation pour l'accepteur d'électrons ( $M_s L^{-3}$ )
$K_{s,d}$	:	Coefficient de saturation pour le donneur d'électrons ( $M_s L^{-3}$ )
$(K_{La})'$	:	Coefficient de transfert des gaz en eau usée ( $T^{-1}$ )
$k$	:	Vitesse spécifique maximale de consommation du substrat limitant ( $M_s M_x^{-1} T^{-1}$ )
$k_F$	:	Coefficient cinétique global pour la biomasse fixée ( $T^{-1}$ )
$k_g$	:	Coefficient cinétique global pour l'élimination du substrat organique ( $T^{-1}$ )
$k_L$	:	Coefficient cinétique global pour la biomasse libre ( $T^{-1}$ )
$k_F'$	:	Coefficient cinétique global pour la biomasse fixée ( $M_x M_s^{-1} T^{-1}$ )
$k_L'$	:	Coefficient cinétique global pour la biomasse libre ( $M_x M_s^{-1} T^{-1}$ )
$L$	:	Epaisseur de la couche limite côté liquide (L)
$L_a$	:	Epaisseur du biofilm actif (L)



LV	:	Lecture de la valeur affichée sur le rotamètre ( $L^3T^{-1}$ )
$l_f$	:	Longueur totale des fibres (L)
$M_a$	:	Poids moléculaire de l'accepteur d'électrons ( $M \text{ mol}^{-1}$ )
$M_d$	:	Poids moléculaire du donneur d'électrons ( $M \text{ mol}^{-1}$ )
$\Delta m_c$	:	Biomasse fixée accumulée pendant un cycle ( $M_x$ )
$Pe$	:	Nombre de Peclet
$P_o$	:	Pression normale, 1 bar ( $ML^{-1}T^{-2}$ )
$P_r$	:	Pression réelle d'utilisation du rotamètre ( $ML^{-1}T^{-2}$ )
$Q_r$	:	Débit réel du gaz dans des conditions normales, 1 bar et 20°C ( $L^3T^{-1}$ )
$q_e$	:	Débit d'air à l'entrée, ( $L^3T^{-1}$ )
$q_s$	:	Débit d'air à la sortie, ( $L^3T^{-1}$ )
$q_{O_2,e}$	:	Débit $O_2$ dans la phase gazeuse à l'entrée du pilote ( $L^3T^{-1}$ )
$q_{O_2,s}$	:	Débit $O_2$ dans la phase gazeuse à la sortie du pilote ( $L^3T^{-1}$ )
$r_f$	:	Vitesse de consommation du substrat organique par la biomasse fixée ( $M_sL^{-3}T^{-1}$ )
$r_l$	:	Vitesse de consommation du substrat organique par la biomasse libre ( $M_sL^{-3}T^{-1}$ )
$r_v$	:	Vitesse de réaction par unité de volume ( $M_sL^{-3}T^{-1}$ )
$r_l'$	:	Vitesse de production de la biomasse libre ( $M_xL^{-3}T^{-1}$ )
S	:	Concentration du substrat limitant ( $M_sL^{-3}$ )
$S_B$	:	Concentration du substrat limitant à un point dans le biofilm ( $M_s L^{-3}$ )
$S_{B,a}$	:	Concentration de l'accepteur d'électrons dans la biomasse ( $M_sL^{-3}$ )
$S_{B,d}$	:	Concentration du donneur d'électrons dans la biomasse ( $M_sL^{-3}$ )
$S_f$	:	Concentration du substrat limitant au fond du biofilm ( $M_sL^{-3}$ )
$S_L$	:	Concentration du substrat limitant dans le liquide, loin du biofilm ( $M_s L^{-3}$ )
$S_{L,a}$	:	Concentration de l'accepteur d'électrons dans le liquide, loin du biofilm ( $M_sL^{-3}$ )
$S_{L,d}$	:	Concentration du donneur d'électrons dans le liquide, loin du biofilm ( $M_sL^{-3}$ )

$S_s$	:	Concentration du substrat limitant à la surface liquide-biofilm ( $M_s L^{-3}$ )
$S_{s,a}$	:	Concentration de l'accepteur d'électrons, à l'interface biofilm/liquide ( $M_s L^{-3}$ )
$S_{s,d}$	:	Concentration du donneur d'électrons à l'interface biofilm/liquide ( $M_s L^{-3}$ )
$s$	:	Ecart-type
$T_0$	:	Température absolue normale en °K, ici 293°K ( $\Theta$ )
$T_r$	:	Température absolue d'utilisation du rotamètre ( $\Theta$ )
$t$	:	Temps (T)
$t_c$	:	Durée de cycle (T)
$\tilde{t}$	:	Temps réduit (T)
$U_{O_2}$	:	Vitesse d'utilisation d' $O_2$ par la biomasse ( $M_g T^{-1}$ )
$u$	:	Vitesse axiale ( $L T^{-1}$ )
$V$	:	Volume utile de la colonne ( $L^3$ )
$V_i$	:	Volume du réacteur i ( $L^3$ )
$v_a$	:	Coefficient stoechiométrique de la réaction pour l'accepteur d'électrons
$v_d$	:	Coefficient stoechiométrique de la réaction pour le donneur d'électrons
$X$	:	Equivalent en DCO des MES ( $M_s M_x^{-1}$ )
$X_B$	:	Concentration en biomasse dans le biofilm ( $M_x L^{-3}$ )
$X_{CO_2,e}$	:	Taux de $CO_2$ dans l'air à l'entrée
$X_{CO_2,s}$	:	Taux de $CO_2$ dans l'air à la sortie
$X_{N_2,e}$	:	Taux d'azote dans l'air à l'entrée
$X_{N_2,s}$	:	Taux d'azote dans l'air à la sortie
$X_{O_2,e}$	:	Taux d'oxygène dans l'air à l'entrée
$X_{O_2,s}$	:	Taux d'oxygène dans l'air à la sortie
$z$	:	Distance perpendiculaire à la surface du biofilm (L)
$\Delta H$	:	Perte de charge due aux orifices et aux canalisations, $mH_2O$
$\delta$	:	Symbole de dérivation partielle

$\rho_f$  : Masse volumique réelle des fibres ( $ML^{-3}$ )  
 $\rho_{O_2}$  : Masse volumique de l'oxygène ( $M_gL^{-3}$ )

-----

Les dimensions sont exprimées de la manière suivante :

Longueur : L

Masse pour

les gaz :  $M_g$   
 le substrat :  $M_s$   
 le traceur :  $M_t$   
 la biomasse :  $M_x$

Temps : T

Température :  $\Theta$

Mole : mol