

République Algérienne Démocratique et Populaire  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

# ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

Département de Génie de l'Environnement



المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات  
BIBLIOTHEQUE — المكتبة  
Ecole Nationale Polytechnique

## Projet de fin d'études

En vue de l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en génie de l'environnement

## THEME

**Bioremédiation  
d'un sol pollué par les hydrocarbures  
en réacteur triphasique**

Proposé par  
J. Arrar

Dirigé par  
J. Arrar

Etudié par  
Mechhoud Malik

Devant le jury composé de :

M<sup>me</sup> A. HELLAL

Présidente

M<sup>lle</sup> J. ARRAR

Promotrice

M<sup>me</sup> N. ABDI

Examinatrice

M A. NAAMANE

Examinateur

2001/2002

الهدف من هذه الدراسة يكمن في معالجة التربة الملوثة بالهيدروكربونات بطريقة بيولوجية داخل مفاعل بيولوجي مع تهوية و رجّ الخليط. تمّ في المرحلة الأولى تحسين العوامل المحيطة بالتربة مثل : درجة الحرارة، درجة الحموضة، تركيز الأوكسجين، كمية المواد المغذية و في المرحلة الثانية قمنا بدراسة سرعة تدهور الهيدروكربونات و نتبعنا تطور المواد المهمة في المعالجة البيولوجية للتربة.

كلمات المفتاح: الهيدروكربونات، مفاعل بيولوجي، المعالجة البيولوجية.

### Résumé :

Le but de ce travail est d'étudier la bioremédiation d'un sol pollué par des hydrocarbures, dans un réacteur biologique triphasique aéré et agité. Une première étape a consisté à optimiser les conditions hydrodynamiques du réacteur et les facteurs importants de l'environnement des micro-organismes tels : la température, le pH, la concentration en oxygène ainsi que la quantité des nutriments qui sont nécessaires à leur développement.

Dans la seconde étape, nous avons étudié la cinétique de biodégradation des hydrocarbures et l'évolution des principaux paramètres significatifs de la dégradation biologique.

Mots clés : Hydrocarbures, réacteur biologique, bioremédiation.

### Abstract :

The object of this work has consisted to study bioremediation of soils contaminated by hydrocarbons in aird slurry bioreactor provided with agitator and to optimise the hydrodynamic conditions and the critical factors governing the environment of micro-organisms such as the pH, the temperature, the content in oxygen, the dose and nature of nutriments.

The second step has consisted to study the kinetic of hydrocarbons biodegradation and the evolution of the most important factors relative to biological degradation.

Key Words: Hydrocarbons, bioreactor, bioremediation.

## NOMENCLATURES

**s** : taux de renouvellement de surface

**D** : diffusivité

**a** : aire interfaciale

**kg.a** : coefficient volumique de transfert partiel du côté gaz

**K<sub>L</sub>.a** : coefficient volumique de transfert global du côté liquide

**Kg.a** : coefficient volumique de transfert global du côté gaz

**H** : constante de Henry

**C<sub>L</sub>** : concentration en oxygène dans la phase liquide

**C\*** : concentration en oxygène à la saturation

**C<sub>0</sub>** : concentration en oxygène au temps t=0

**X** : concentration cellulaire

**X<sub>0</sub>** : concentration cellulaire au temps t=0

**dX/dt** : vitesse de reproduction

**μ** : vitesse spécifique de croissance

**μ<sub>max</sub>** : taux de croissance maximum

**d<sub>H</sub>** : diamètre harmonique

**ω** : vitesse d'agitation

**Q** : débit gazeux

## ABREVIATIONS

**t** : temps

**°C** : degré Celsius

**s** : seconde

**tr/min** : tours par minute

**u.f.c** : unités formant colonies

## Liste des tableaux

- **Tableau N°1:** Quelques correspondances entre polluants et bactéries dépolluantes
- **Tableau N°2 :** liste des familles de produits habituellement analysés
- **Tableau N°3 :** Valeurs limites maximales des paramètres de rejet des installations de déversement en Algérie
- **Tableau N°4 :** Normes Hollandaises de qualité des sols
- **Tableau N°5 :** Les effets toxicologiques de quelques familles d'hydrocarbures
- **Tableau N°6 :** exemple de résultats obtenus par bioréacteur
- **Tableau N°7 :** Coûts des différentes techniques de dépollution
- **Tableau N°8 :** Distribution granulométrique du sol obtenue par granulométrie à laser
- **Tableau N°9:** la distribution granulométrique des particules de diamètre inférieur à 2 mm
- **Tableau N°10 :** Composition du sol
- **Tableau N°11 :** Paramètres physico-chimiques du sol
- **Tableau N°12 :** Résultats de l'observation macroscopique

## Liste des figures

- Figure 1** : Métabolisme de biodégradation des aromatiques (cas du toluène)  
**Figure 2** : Métabolisme de dégradation des HAP (cas du phénanthrène)  
**Figure 3** : L'installation expérimentale  
**Figure 4** : Distribution granulométrique du sol traité  
**Figure 5** : théorie du double film  
**Figure 6** : Evolution de la concentration en oxygène pour différents débits  
**Figure 7**: Evolution de  $\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_L)]$  en fonction du temps  
**Figure 8**: Evolution du  $k_L a$  en fonction du débit d'aération  
**Figure 9** : Evolution de la concentration en oxygène pour différentes vitesses d'agitation et pour un débit constant de  $5 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$   
**Figure 10**: Evolution de  $\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_L)]$  en fonction du temps pour un débit constant et différentes vitesses d'agitation  
**Figure 11**: Evolution de  $k_L a$  en fonction de la vitesse pour un débit constant de  $5 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$   
**Figure 12** : Evolution de la concentration en oxygène dissous pour différentes masses de sol introduites dans le réacteur à vitesse constante  $\omega = 1000 \text{ tr/min}$  et débit constant de  $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$   
**Figure 13**: Evolution du  $k_L a$  en fonction de la masse de sol introduite dans le réacteur  
**Figure 14** : Evolution de la concentration en oxygène dissous pour différentes granulométries avec une masse de sol de 500g, une vitesse constante  $\omega = 1000 \text{ tr/min}$  et débit constant de  $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$   
**Figure 15** : phases de croissance microbienne  
**Figure 16** : évolution de la croissance bactérienne dans la phase solide  
**Figure 17** : évolution de la croissance bactérienne dans la phase liquide  
**Figure 18** : Représentation de  $\ln (X/X_0)$  en fonction du temps pour l'essai 1 en phase solide  
**Figure 19** : Représentation de  $\ln (X/X_0)$  en fonction du temps pour l'essai 2 en phase solide  
**Figure 20** : Représentation de  $\ln (X/X_0)$  en fonction du temps pour l'essai 1 en phase liquide  
**Figure 21** : Représentation de  $\ln (X/X_0)$  en fonction du temps pour l'essai 2 en phase liquide  
**Figure 22** : Evolution de la teneur en phosphore en phase solide  
**Figure 23** : Evolution de la teneur en phosphore en phase liquide  
**Figure 24** : Evolution de la teneur en Hydrocarbures totaux dans la phase solide  
**Figure 25** : Evolution de la teneur en Hydrocarbures totaux dans la phase liquide  
**Figure 26** : Evolution du carbone organique total dans la phase solide

## SOMMAIRE

Introduction.....1

### **PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE**

#### **Chapitre I : Généralités sur le sol**

I- Généralités sur le sol.....	2
I-1- Définition.....	2
I-2- La composition.....	2
I-3- Propriétés physiques.....	2
I-4- L'eau du sol.....	2
I-5- Propriétés chimiques et pouvoir absorbant.....	2
II- Microbiologie du sol.....	3
II-1- Micro-organismes du sol.....	3
II-2- Micro-organismes du sol et dépollution.....	3
III- Pollution du sol.....	4
III-1- Les causes de la pollution du sol.....	4
III-2- Normes et réglementations en matière de protection des sols.....	4

#### **Chapitre II : Les hydrocarbures dans le sol**

I- Les pollutions pétrolières.....	8
II- La diversité des composants et leur biodégradation.....	8
III- Phénomènes de migration des hydrocarbures pétroliers.....	11
IV- « BIODISPONIBILITE » des polluants et atténuation naturelle.....	11
V- Toxicité des hydrocarbures.....	11

#### **Chapitre III : Les techniques de réhabilitation de sols contaminés**

I- Principes d'application.....	13
II- Classification des techniques de réhabilitation.....	13
III- Méthodes physiques par évacuation.....	14
III-1- L'excavation.....	14
III-2 - Le lavage et l'entraînement.....	14
III-3- Ventilation in situ des sols « VENTING ».....	14

III-4-	Le « STRIPPING ».....	14
IV-	Méthodes physiques par piégeage de la pollution : Le confinement.....	14
V-	Méthodes chimiques.....	14
V-1-	Méthodes de mobilisation et d'extraction.....	14
V-2-	Méthodes destructives par réactions chimiques.....	15
V-3-	Méthodes électrochimiques.....	15
VI-	Méthodes thermiques.....	15
VII-	Les méthodes biologiques de traitement.....	15
VII-1-	Définition de la bioremédiation.....	16
VII-2-	Les facteurs influençant la biodégradation des sols.....	16
VIII-	Techniques in situ.....	17
VIII-1-	Bioventilation et bullage biologique.....	17
VIII-2-	Biofiltration.....	18
VIII-3-	Bioslurping.....	18
IX-	Techniques sur site.....	18
IX-1-	Le compostage.....	18
IX-2-	L'épandage contrôlé « LAND FARMING ».....	18
IX-3-	Les biopiles.....	18
IX-4-	Les bioréacteurs.....	19
IX-4-1-	Les bioréacteurs type « boues activées ».....	19
IX-4-2-	Les bioréacteurs à sol statique.....	19
IX-4-3-	Extraction et traitement en bioréacteur.....	19
IX-4-4-	Facteurs influençant les performances des bioréacteurs.....	20
IX-4-5-	Avantages et inconvénients des traitements en bioréacteur.....	20
IX-5-	Traitements en cours de développement: La phytoremédiation.....	20
X-	Les coûts de traitement des sols pollués.....	21

## **PARTIE EXPERIMENTALE**

### **Chapitre IV : Partie expérimentale**

I-	Description de l'installation expérimentale.....	23
II-	Etude du sol.....	23
II-1-	Analyse granulométrique.....	23

II-2-	Composition du sol.....	24
II-3-	Caractéristiques physicochimiques du sol.....	25
II-4-	Caractéristiques biologiques du sol.....	26
II-4-1-	Préparation des dilutions.....	26
II-4-2-	Ensemencement sur boites de pétri.....	28
III-	Optimisation du débit d'air et de la vitesse.....	28
III-1-	Quelques éléments de la théorie de transfert de masse.....	28
III-1-1-	Notion de renouvellement de surface.....	28
III-1-2-	Notion de film interfacial et de diffusion « tourbillonnaire ».....	29
III-2-	Détermination du coefficient volumétrique de transfert.....	30
III-3-	Détermination du coefficient volumétrique par la méthode d'oxygénation dynamique.....	31
<b>Résultats expérimentaux et interprétations</b>		
IV-	Résultats expérimentaux et interprétations.....	32
IV-1-	Influence du débit d'aération.....	32
IV-2-	Influence de la vitesse d'agitation.....	33
IV-3-	Influence de la présence de solide sur le coefficient de transfert.....	35
IV-3-1-	Influence de la masse.....	35
IV-3-2-	Influence de la granulométrie.....	36
V-	Traitement en bioréacteur.....	37
V-1-	Optimisation des paramètres environnementaux.....	37
V-2-	La courbe de croissance microbienne.....	38
V-2-1-	Théorie.....	38
V-2-2-	Evolution de la croissance bactérienne au cours des deux essais.....	38
V-3-	Détermination du taux de croissance maximum au cours des deux essais.....	41
V-2-	Evolution de la teneur en phosphore.....	42
V-3-	Evolution de la teneur en hydrocarbures.....	43
V-4-	Evolution du carbone organique total.....	44
	Conclusion.....	45

## Bibliographie



# Introduction

De nombreux procédés de décontamination des sols n'ont pas connus d'application étendue du fait de leurs coûts prohibitifs. Les problèmes posés par l'assainissement de sites pollués par des produits toxiques, ont démontré la nécessité de développer des technologies de traitement qui soient efficaces, économiques et faciles à mettre en œuvre dans une large gamme de conditions physiques.

Les traitements biologiques, qui utilisent des organismes supérieurs (végétaux) ou des micro-organismes pour dégrader des polluants organiques, ont connu ces dernières années un développement rapide et constituent aujourd'hui une alternative aux procédés thermiques ou physico-chimiques « traditionnels ».

Parmi les avantages de ces procédés, outre les coûts réduits et le grand nombre de polluants biodégradables, il y a la possibilité d'effectuer le traitement sur site ou in-situ (sans extraction préalable du sol contaminé), évitant ainsi les risques environnementaux induits par le transport de déchets toxiques.

Cependant, l'application de ces procédés nécessite la maîtrise d'un certain nombre de paramètres et le choix de démarches spécifiques suivant la nature et la concentration des polluants et des micro-organismes présents dans le sol.

Dans la présente étude, nous avons choisis de décontaminer un sol, que nous avons préalablement pollué, dans un réacteur triphasique agité en présence de micro-organismes afin d'en étudier la cinétique de dégradation.

*Partie*  
*bibliographique*

*Chapitre I:  
Généralités  
sur le sol*

## **I- GÉNÉRALITÉS SUR LE SOL**

### **I-1- DÉFINITION**

Le sol est une formation meuble, constituée d'un complexe organo-minéral qui résulte de la transformation superficielle des roches, sous l'action conjointe des agents météoriques et des êtres vivants.

### **I-2- LA COMPOSITION**

Les sols se composent de débris minéraux insolubles produits par la fragmentation et l'altération des roches mères, de sels nutritifs solubles, de diverses formes de matière organique, vivante et morte, de gaz et de l'eau nécessaires aux plantes et aux êtres vivants.

Les particules minérales se composent de débris grossiers, tels que les sables et les graviers qui sont chimiquement inactifs et de particules minérales plus petites, les colloïdes, principalement les argiles, qui servent de réserve de nutriments pour la matière vivante présente dans le sol [1]. La partie organique du sol comprend des débris végétaux qui ne sont pas décomposés, des restes d'animaux (matière organique fraîche) et des quantités variables de matière organique amorphe (en cours de décomposition), appelée humus.

Les solutions du sol correspondent à de l'eau infiltrée qui, par percolation, se charge de gaz dissous (oxygène, dioxyde de carbone) et de substances minérales dissoutes ou dissociées par hydrolyse (ions minéraux). Les gaz contenus dans le sol sont principalement l'oxygène, l'azote et le dioxyde de carbone.

### **I-3- PROPRIÉTÉS PHYSIQUES**

Les propriétés physiques d'un sol se définissent par sa texture et sa structure. Sa texture dépend du calibre des particules qui le composent, la fraction grossière comprend les cailloux et les graviers d'un diamètre supérieur à 2 mm et la fraction fine est répartie en sables, limons et argiles. En général, les grains de sable, sont bien visibles à l'œil nu, les particules de limon et d'argile, quant à elles, ne peuvent être observées sans microscope.

Selon les proportions de sable, de limon et d'argile, les textures suivantes ont été définies : argileuse, argilo-limoneuse, limono-argileuse, argilo-sableuse, limoneuse, limono-sableuse, sablo-limoneuse et sableuse.

La structure d'un sol correspond au mode d'assemblage de ses particules, lorsque celles-ci s'agglutinent en agrégats, elles sont à l'état floclé et la structure est grumeleuse. Lorsqu'elles demeurent indépendantes les unes des autres, la structure est dite particulaire. La texture et la structure commandent la porosité du sol et la circulation de l'eau, de l'air et des gaz. Selon les cas, le sol sera bien aéré ou au contraire asphyxiant, donc plus ou moins favorable à l'activité microbienne.

### **I-4- L'EAU DU SOL**

Sous forme de vapeur ou de liquide, l'eau occupe environ un quart du volume d'un sol [2] et la quantité d'eau retenue dépend de la taille et de la disposition des pores du sol. Dans les sols meubles à gros grains, l'eau a tendance à être drainée par la gravité, laissant un faible résidu tandis que les sols à texture fine sont plus poreux, et retiennent par conséquent des quantités d'eau plus importantes.

### **I-5- PROPRIÉTÉS CHIMIQUES ET POUVOIR ABSORBANT**

Un sol est caractérisé par sa capacité d'absorption, c'est-à-dire par le pouvoir de fixation des ions minéraux sur les colloïdes. Les colloïdes électronégatifs constituent le complexe absorbant qui attire les cations, en particulier les cations métalliques ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ) appelés bases échangeables [3]. Cette capacité et cette possibilité d'échange dépendent de la teneur du sol en colloïdes et de la quantité de cations disponibles. Parmi les

ions du sol figure l'ion  $H^+$  existant dans les solutions, sa concentration détermine le degré d'acidité du sol.

## II- MICROBIOLOGIE DU SOL

### II-1- MICRO-ORGANISMES DU SOL

La population microbienne du sol, connue sous le nom de microflore tellurique, se compose de cinq groupes principaux de micro-organismes : bactéries, actinomycètes, champignons, algues, protozoaires. Même si les bactéries sont les plus abondantes, leur poids global sur une superficie donnée est inférieur à celui des autres organismes, car elles sont extrêmement petites. Les premiers quinze centimètres d'un sol constituent, en général, la partie la plus active biologiquement [4].

Parmi les micro-organismes les plus intéressants du point de vue de la dégradation des matières organiques [5] on distingue 3 types :

- **Les bactéries hétérotrophes :** ce sont des organismes tirant leur énergie de la dégradation de la matière organique du sol. Il est en général admis que la densité de la microflore bactérienne totale, exprimée en nombre de cellules bactériennes par gramme de sol, est comprise entre  $10^6$  et  $10^9$  [6].
- **Les actinomycètes :** habituellement représentés par les formes saprophytes sont essentielles dans les processus de dégradation de résidus organiques complexes. Les espèces des genres *Nocardia* et *streptomyces* sont abondantes dans le sol [7].
- **Les champignons :** aérobies stricts, à quelques exceptions près, ne possèdent pas de chlorophylle et doivent ainsi obtenir le carbone nécessaire à la synthèse de leurs cellules à partir de molécules de matière organique. Les champignons filamenteux, par exemple, peuvent transformer une grande variété de composés organiques et inorganiques.

### II-2- MICRO-ORGANISMES DU SOL ET DÉPOLLUTION

La transformation par les micro-organismes est considérée comme la composante majeure des réactions de transformation auxquelles sont soumis les polluants. En effet, les micro-organismes peuvent se développer dans des environnements très diversifiés et font appel à des mécanismes variés parfois uniques au sein du règne vivant (voir tableau N°1). Classiquement, les micro-organismes utilisent trois modes de transformation des molécules organiques directement liés au métabolisme cellulaire :

- **le cométabolisme :** un micro-organisme assure une ou plusieurs modifications structurales du polluant (dégradation) qui ne sert pas de source d'énergie. La présence d'un co-substrat permettant la croissance est alors nécessaire. Différents types de micro-organismes peuvent intervenir successivement (notion de communauté dégradante) et la dégradation du polluant peut être complète dans ces conditions.
- **la biodégradation :** elle se distingue du cométabolisme par le fait que le micro-organisme trouve alors dans le polluant une source de carbone et d'énergie qui permet sa croissance. Le polluant est transformé en métabolites, biomasse et  $CO_2$  (avec parfois d'autres composés inorganiques :  $NH_3$ , etc.)
- **la synthèse :** les molécules de polluant, ou des produits de transformation, sont liées entre elles (polymérisation) ou à d'autres composés (conjugaison) grâce aux enzymes des microorganismes. La synthèse joue un rôle important dans l'immobilisation (stabilisation) des polluants dans les sols [8].

## III- POLLUTION DU SOL

Il existe aujourd'hui un grand nombre d'éléments polluants, produits par les diverses activités de l'homme et susceptibles d'être à l'origine d'une contamination du sol. A

l'exception des éléments radioactifs et des agents pathogènes, on peut les classer en deux grandes catégories : polluants organiques et polluants minéraux (Voir tableau N°2).

**Tableau N°1: Quelques correspondances entre polluants et bactéries dépolluantes [9].**

<b>Nitrates</b>	<i>Comamonas, Hyphomicrobium</i>
<b>Phosphates</b>	<i>Acinetobacter, Moraxella</i>
<b>Pesticides</b>	<i>Enterobacter</i>
<b>Dioxines</b>	<i>Brevibacterium</i>
<b>Cyanures</b>	<i>Thiobacillus, Rhizoctonia</i>
<b>Composés soufrés</b>	<i>Thiobacillus</i>
<b>Caoutchoucs</b>	<i>Sulfolobus, Rhodococcus, Thiobacillus</i>
<b>Huiles, graisses</b>	<i>Pseudomonas, Xanthomonas, Bacillus</i>
<b>Hydrocarbures</b>	<i>Acinetobacter, Flavobacterium, Bacillus, Pseudomonas, Achromobacter, Arthrobacter</i>
<b>Métaux lourds</b>	<i>Saccharomyces, Rhizopus, Chlorella, Thiobacillus, Zoogloea</i>

### III-1- LES CAUSES DE LA POLLUTION DES SOLS

Les causes de pollutions sont diverses. On recense principalement :

- Les friches industrielles où les sols sont plus ou moins fortement contaminés ainsi que les zones de stockage de fûts ou de bacs ;
- Les sites industriels anciens encore en activité mais dont les installations vétustes génèrent des rejets plus ou moins polluants ;
- Les anciennes décharges à l'abandon qui contiennent des ordures ménagères et parfois des déchets spéciaux ;
- les stations services dont les cuves peuvent présenter des défauts d'étanchéité ;
- les sites aéroportuaires sont assimilables aux stations services ;
- Les terrains agricoles où un épandage d'engrais inapproprié est également source de pollution pour les sols et pour les eaux ;
- Un sinistre, soit de type incendie, inondation ou accident de transport impliquant des substances dangereuses, est aussi générateur de contamination du milieu naturel.

### III-2- NORMES ET RÉGLEMENTATIONS EN MATIÈRE DE PROTECTION DES SOLS

L'Algérie a fixé des normes de rejets des eaux industrielles et des huiles, mais jusqu'à présent les normes et les seuils de contamination des sols et des eaux souterraines n'ont pas été établis. (Voir tableau N°3). L'avantage de la mise en place de normes fixes telles que les normes hollandaises (Voir tableau N°4) est de définir pour chaque polluant une valeur seuil facilitant les prises de décisions et permettant notamment de dire qu'un sol doit être dépollué ou non. Toutefois, de telles normes simplifient trop les situations [10] et ne définissent pas les méthodes de mesure. Les principales simplifications ne tiennent pas compte de :

- l'état du sol avant pollution (les bruits de fond géochimiques tels que la teneur naturellement élevée en sélénium de certains sols sédimentaires américains ne doit pas être pris en compte pour décider d'une réhabilitation ou juger de son succès) ;
- l'utilisation ultérieure du sol ;

- la toxicité des éléments, celle-ci dépendant souvent de leur forme chimique, et notamment de leur valence (peut être ajouté le problème des différences de toxicité d'un produit pour les divers groupes taxonomiques) ;
- la vulnérabilité du site (la proximité d'une nappe phréatique).

Des valeurs normalisées basées sur une évaluation des risques ont également été mises en place aux Etats-Unis. Dans ce cas, les normes prennent en considération les risques toxicologiques dus aux transferts de pollutions et les modes d'absorption. Cette méthode est malheureusement longue et coûteuse et implique une modélisation complexe difficile, voire impossible à construire du fait de la multiplicité des paramètres [11].

**Tableau N°2 : liste des familles de produits habituellement analysés [12].**

	Famille	Produits « types »
Organiques	Hydrocarbures totaux	Alcanes, alcènes...
	Phénols	-
	Composés aromatiques monocycliques (volatils)	Benzène, toluène, xylène...
	Composés aromatiques polycycliques (HAP)	Fluoranthène, pyrène...
	Polychlorobiphényles	206 congénères
	Pesticides organochlorés et organophosphorés	Aldrine, hexachlorobenzène, DDT, malathion...
	Solvants polaires	Cétones, alcools...
	Solvants chlorés	Trichloréthylène, dichlorobenzène...
	Phtalates	plastifiants
	Herbicides	Atrazine...
	Amines	Pyridine, aniline...
Minéraux	Métaux lourds	Pb, Zn, As, Cd...
	cyanures	CN totaux, CN libres
	Anions halogénés	Cl <sup>-</sup> , Br <sup>-</sup> , I <sup>-</sup> ...
	Anions	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>

**Tableau N°3 : Valeurs limites maximales des paramètres de rejet des installations de déversement en Algérie. (N° JORA : 046 du 14-07-1993)**

PARAMETRES	UNITES	VALEURS MAXIMALES
Températures	C°	30
pH	"	5,5 à 8,5
Mes	mg/l	30
DBO5	"	40
DCO	"	120
Azote Kjeldahl	"	40
Phosphates	"	02
Cyanures	"	0,1
Aluminium	"	5
Cadmium	"	0,2
Chrome 3+	"	3,0
Chrome 6+	"	0,1
Fer	"	5
Manganèse	"	1
Mercure	"	0,01
Nickel	"	5
Plomb	"	1
Cuivre	"	3
Zinc	"	5
Huiles et Graisses	"	20
Hydrocarbures	"	20
Phénols	"	0,5
Solvants organiques	"	20
Chlore actif	"	1,0
PCB	mg/l	0,001
Détergents	"	2
Tensioactifs anioniques	"	10

Tableau N°4 : Normes Hollandaises de qualité des sols [13].

mg/kg de matière sèche	A seuil de référence	B seuil de risque	C seuil de danger
<b>Métaux lourds</b>			
As	20	30	50
Cd	1	5	20
Co	20	50	300
Cr	100	250	800
Cu	50	100	500
Hg	0,5	2	10
Ni	50	100	500
Pb	50	150	600
Zn	200	500	3000
<b>Composés aromatiques</b>			
Benzène	0,01	0,5	5
Ethylbenzène	0,05	5	50
Toluène	0,05	3	30
Xylène	0,05	5	50
Phénol	0,02	1	10
Total composés aromatiques	0,1	7	70
<b>Hydrocarbures polycycliques (HAP)</b>			
Naphtalène	0,01	5	50
Anthracène	0,1	10	100
Phénanthrène	0,1	10	100
Fluoranthène	0,1	10	100
Pyrène	0,1	10	100
Benzo(a)pyrène	0,05	1	10
Total HAP	1	20	200
<b>Autres composés</b>			
Pesticides	0,1	2	20
Cyclohexanes	0,1	5	60
Styrène	0,1	5	50
Huiles minérales	100	1000	5000
PCB (total)	0,05	1	10

*Chapitre II :*  
*Les Hydrocarbures*  
*dans le sol*

## I- LES POLLUTIONS PÉTROLIÈRES

Le pétrole et ses produits dérivés, principales sources d'énergie utilisées dans le monde, représentent une cause importante de pollution lorsqu'ils sont déversés accidentellement ou de manière « chronique » dans l'environnement. La suppression naturelle de cette pollution repose principalement sur la dégradation biologique par les microorganismes. Le processus, d'une très grande complexité, reste mal connu [14] particulièrement en ce qui concerne son déroulement dans les milieux naturels.

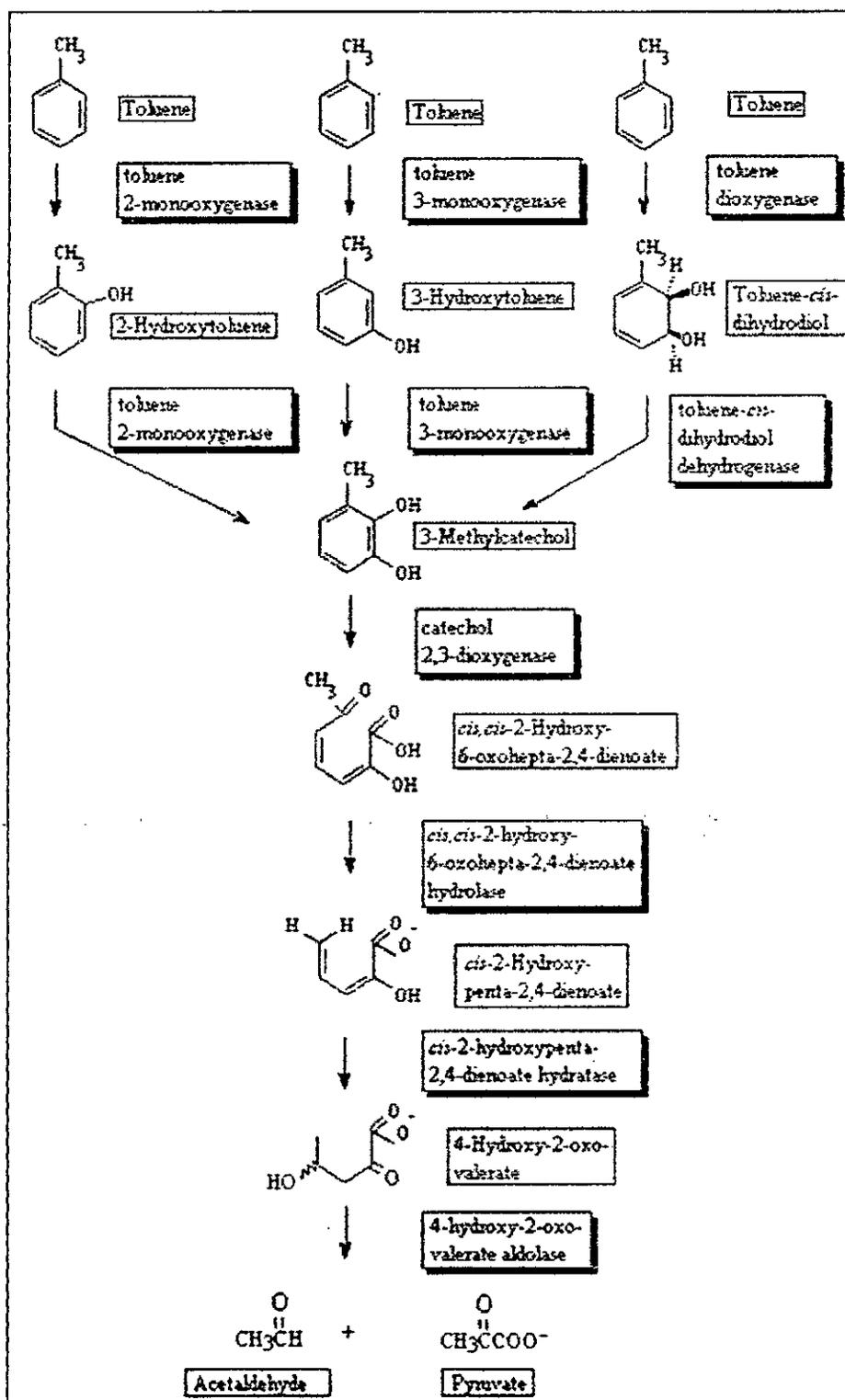
## II- LA DIVERSITÉ DES COMPOSANTS ET LEUR BIODÉGRADATION

Les hydrocarbures qui composent le pétrole sont extrêmement divers. Cette composition dépend de l'origine du pétrole et des opérations qu'il a subi au cours du raffinage (craquage, distillation). On dénombre environ 230 composants pour l'essence et de l'ordre de 2000 pour un fuel lourd. Globalement, ils appartiennent à 5 grandes catégories :

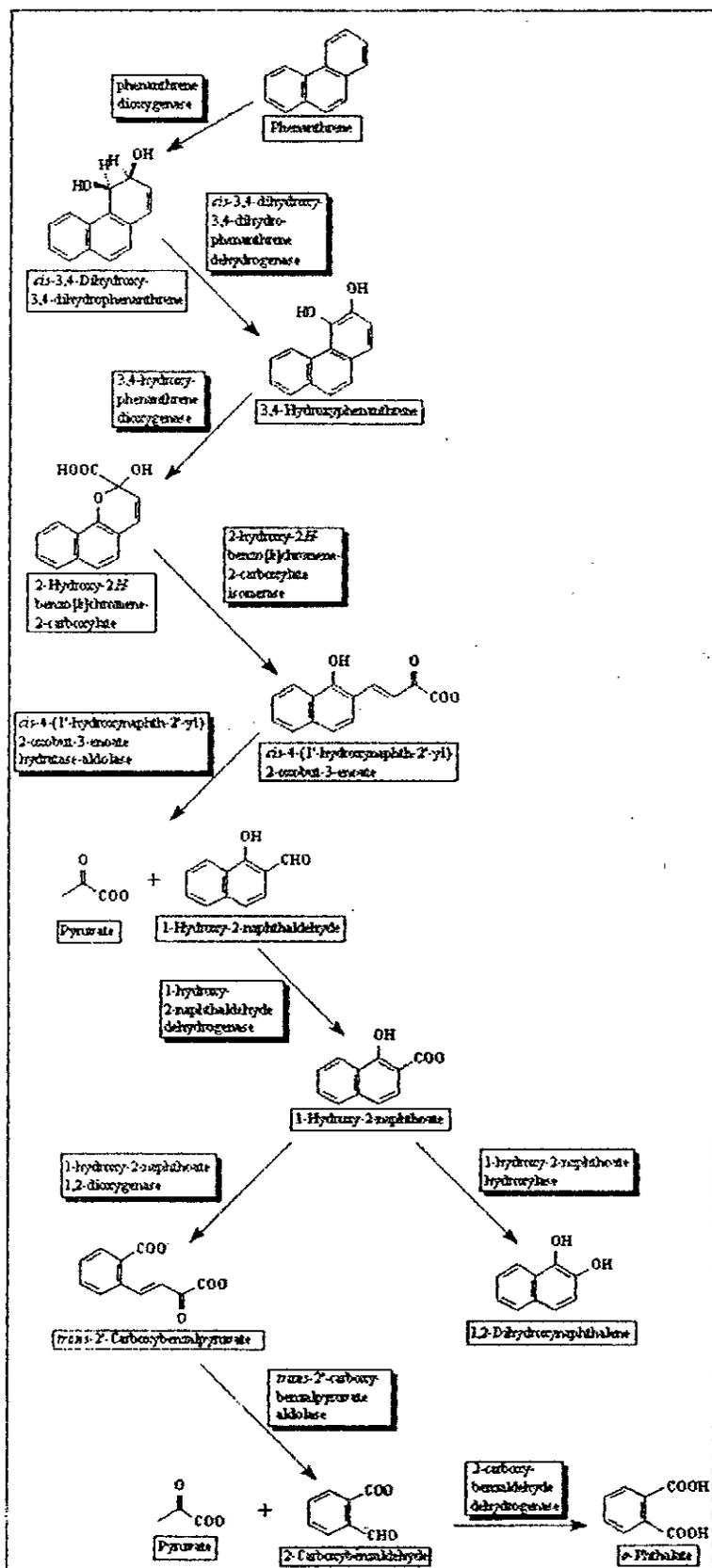
- **Les alcanes linéaires**, dont la longueur de chaîne varie de quatre à une quarantaine d'atomes de carbone. De manière générale, leur élimination pose peu de problèmes. Les premiers éléments de la série sont volatils; quant aux autres, ils sont assez facilement dégradés.
- **Les alcanes ramifiés**, ou isoalcanes, dont le squelette carboné présente des branchements, contrairement aux alcanes linéaires, sont beaucoup plus récalcitrants, vraisemblablement parce que les sites de branchement bloquent les cycles de  $\square$ -oxydation [14]. Ceci est particulièrement vrai pour les molécules contenant un carbone quaternaire comme le 2,2,4-triméthylpentane ou isooctane, dont la présence améliore les propriétés antidétonantes de l'essence.
- **Les cycloalcanes** tels le cyclohexane, sont des composés plus résistants que les alcanes linéaires.
- **Les hydrocarbures aromatiques simples** tels le benzène, le toluène, l'éthyl-benzène et les xylènes, regroupés sous l'acronyme BTEX, sont rapidement dégradés [14] (voir figure 1).
- **Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)**, tels que le naphthalène, l'anthracène, le phénanthrène ou le fluorène, possèdent des structures à plusieurs cycles benzéniques qui peuvent être substitués. Leur biodégradabilité diminue avec le nombre de cycles aromatiques (voir figure 2). Au-delà de quatre cycles [14] (cas des goudrons), la dégradation devient extrêmement lente, voire indétectable. Ces composés, dont plusieurs sont connus pour être génotoxiques et cancérigènes, représentent donc une menace particulièrement redoutable pour l'environnement.

En plus des hydrocarbures définis ci-dessus, l'essence destinée aux moteurs à explosion contient des additifs destinés à améliorer ses propriétés antidétonantes (indice d'octane). Depuis la suppression du plomb tétraéthyle, ces additifs sont principalement constitués d'éthers carburants comme le méthyl *tertio*-butyl éther (MTBE), l'éthyl *tertio*-butyl éther (ETBE) ou le *tertio*-amyl méthyl éther (TAME).

Une souche bactérienne appartenant à l'espèce *Mycobacterium austroafricanum* [14] capable de dégrader tous les composants de l'essence, y compris l'isooctane, a récemment été isolée à l'Institut Français du Pétrole à partir d'une nappe phréatique polluée par des hydrocarbures.



**Fig.1** : Métabolisme de biodégradation des aromatiques (cas du toluène). (« Toluene degradation pathway » by Dr. Larry Wackett, University of Minnesota [http://umbbd.ahc.umn.edu/tol/tol\\_map.html](http://umbbd.ahc.umn.edu/tol/tol_map.html))



**Fig.2 :** Métabolisme de dégradation des HAP (cas du phénanthrène) (« phenanthrene degradation pathway » by Jun Ouyang, University of Minnesota [http://umbbd.ahc.umn.edu/pha/pha\\_map.html](http://umbbd.ahc.umn.edu/pha/pha_map.html))

### III- PHÉNOMÈNES DE MIGRATION DES HYDROCARBURES PÉTROLIERS

Le profil souterrain d'un point de vue hydrologique peut se diviser en deux parties principales : la zone non saturée ou zone vadose et la zone saturée qui sont séparées par la frange capillaire.

Suite à un déversement de produits pétroliers, ces derniers s'infiltreront vers le bas dans le sol sous l'influence de la gravité. Au passage, les hydrocarbures vont remplir partiellement ou complètement l'espace poreux jusqu'à atteindre la limite de rétention du sol et continuer vers le bas. La profondeur finale atteinte ainsi que la forme de la zone contaminée dépendront de plusieurs facteurs tels le volume déversé, le taux de déversement, la capacité de rétention du sol, l'hétérogénéité du sol et la profondeur de la nappe et la frange capillaire

Tant que la source sera active, la progression se poursuivra jusqu'à éventuellement atteindre la nappe phréatique. Lorsque la source cesse son activité, le sol se draine de ses hydrocarbures sous l'effet de la gravité. L'écoulement se poursuivra tant qu'ils seront en quantité suffisante pour assurer un continuum.

Par la suite, une partie des hydrocarbures demeurera adsorbée sur les particules de sol pour former ce qu'on appelle la phase résiduelle qui se trouve ainsi figée en place.

### IV- « BIODISPONIBILITE » DES POLLUANTS ET ATTÉNUATION NATURELLE

La gestion, par traitement biologique, d'un site contaminé suppose nécessairement l'accessibilité des contaminants organiques du site aux microorganismes intrinsèques du sol ou de l'eau souterraine. Cependant, seule une fraction du polluant organique est en général accessible à la microflore à un temps donné, c'est la fraction qualifiée de « biodisponible ». L'estimation de cette fraction se révèle donc importante pour prédire le potentiel de décontamination. Dans le cadre de l'atténuation naturelle, la biodisponibilité est un facteur doublement important. En effet, autant il est nécessaire que le contaminant demeure biodisponible afin de permettre aux bactéries indigènes de procéder à sa biodégradation, autant une fraction de contaminant biodisponible trop importante peut induire une plus grande migration de ce dernier vers des zones potentiellement sensibles, les bactéries ne pouvant tout dégrader instantanément ou encore les conditions nécessaires à la biodégradation n'étant pas présentes. Il en résulte alors un accroissement du danger [15].

Afin de pouvoir évaluer s'il est vraiment nécessaire de procéder au traitement actif d'un site ou encore s'il y a un danger réel à ne pas traiter activement, il importe de quantifier la biodisponibilité des contaminants présents. Toutefois, la quantification de la biodisponibilité des contaminants est un domaine relativement nouveau en environnement.

### V- TOXICITÉ DES HYDROCARBURES

Le pétrole brut contient de nombreuses substances dangereuses parmi lesquelles on peut citer les aromatiques très toxiques, tels le benzène, le toluène et le xylène, les composés acides (carboxyliques), les phénols, les composés soufrés (thiols, thiophènes, sulfides) et les HAP (benzo(□)pyrène, phénanthrène, etc.) (Voir tableau N°5).

- La toxicité tend à augmenter en relation avec la grosseur de la molécule;
- Les composés les plus légers de chaque classe sont les plus toxiques.

Tableau N°5 : Les effets toxicologiques de quelques familles d'hydrocarbures [16]

Familles d'hydrocarbures		Effets toxicologiques
Les alcanes saturés	Méthane, éthane, propane, butane	Propriétés anesthésiques ; à très fortes concentrations ils peuvent produire de sérieux troubles
	Lourds (pentane, hexane, heptane...)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Effets anesthésiques et irritants</li> <li>• Provoquent une légère incoordination motrice</li> </ul>
Les paraffines insaturées	Les oléfines	Narcotiques, cette action augmente avec le poids moléculaire
	Les dioléfines	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Action sur les organes hématopoïétiques (rate, moelle osseuse)</li> <li>• Entraînent l'anémie par exposition prolongée</li> </ul>
Les cycloparaffines	Cyclopropane, cyclobutane, méthyle, éthyle, etc.	Anesthésiques ou narcotiques par exemple le cyclohexane peut détruire les globules rouges
Les aromatiques	Benzène, toluène, xylène	Très toxiques, ils provoquent des nausées et des modifications de la formule sanguine

*Chapitre III :*  
*Les techniques*  
*de réhabilitation*  
*de sols contaminés*

## I- PRINCIPES D'APPLICATION

Indépendamment de la technologie utilisée, on peut concevoir trois modes de fonctionnement des opérations de dépollution. Ceux-ci ont chacun leurs points forts et leurs limitations, mais en règle générale, ils pourront être mis en œuvre indistinctement du cas traité.

Ces principes d'application sont les suivants :

- **Application « hors site » :** Il s'agit dans ce cas d'enlever, par excavation ou pompage, le sol à dépolluer du milieu naturel, de le transporter hors du site jusqu'à un centre spécialisé dans la technique choisie où il sera traité, et éventuellement de le ramener sur le site pour le remettre en place. Ce mode de fonctionnement offre l'avantage de ne pas devoir faire l'opération sur place (par exemple sur un site exigu ou en activité), et de travailler avec de centres spécialisés, généralement à haut degré d'efficacité. Par contre il est pénalisant car il exige une opération de transport sur des distances pouvant être longues et pendant laquelle on devra parfois prendre des précautions particulières en respectant les normes en vigueur pour le transport des matières dangereuses, de plus, le traitement « hors site » augmente le risque de dispersion lors de l'enlèvement du sol et lors de son transport.
- **Application « in situ » :** Le traitement « in situ » offre la particularité de travailler directement dans le milieu naturel pollué, sans procéder au préalable à l'enlèvement des parties contaminées. L'action curative est appliquée en installant sur le site le système de dépollution et en le faisant agir directement dans le sous-sol. Ce mode de traitement offre l'avantage de pouvoir traiter en même temps le sol et l'eau souterraine mais présente une difficulté au niveau du contrôle et du suivi de l'avancement de l'opération (quel est le volume exact qui a été traité et avec quelle efficacité ?).
- **Application « sur site » :** Ce mode fonctionnement représente un moyen terme entre les deux premiers. Le principe consiste à enlever du milieu naturel le matériel à dépolluer (excavation du sol) et à le traiter sur place, avec une installation de décontamination se trouvant sur le site, on économise ainsi le coût de transport et on supprime le risque de polluer en dehors du site. Par contre les opérations d'excavation représentent un coût supplémentaire par rapports à ceux du traitement proprement dit.

Ces principes de fonctionnement ne s'excluent pas entre eux, et lors de l'étude de faisabilité d'une filière de dépollution, on peut être amenés à proposer une ou plusieurs techniques de décontamination selon plusieurs modes de fonctionnement (« in situ », « sur site », etc.).

## II- CLASSIFICATION DES TECHNIQUES DE RÉHABILITATION

On distingue cinq groupes de méthodes, réunissant chacun un ensemble de techniques différentes :

- les méthodes physiques par évacuation de la pollution, où le principe de la méthode consiste à extraire par voie physique la pollution du milieu où elle se trouve ;
- Les méthodes physiques par piégeage de la pollution, où, à l'inverse du groupe qui précède, on immobilise physiquement la pollution sur place, soit en la confinant soit en la stabilisant ;
- Les méthodes chimiques et/ou électrochimiques qui feront appel à un principe réactionnel (action d'un solvant, d'un acide, d'une électrolyse...) pour enlever ou transporter la contamination ;
- Les méthodes thermiques où le principe sera de porter le sol pollué à haute température pour le détruire, extraire la pollution ou l'immobiliser ;
- Les méthodes biologiques qui s'appuient sur le métabolisme et l'activité des être vivants (bactéries, champignons, végétaux supérieurs).

### III- MÉTHODES PHYSIQUES PAR EVACUATION

#### III-1- L'EXCAVATION

L'excavation des sols contaminés reste la méthode la plus simple à mettre en œuvre qui permet de supprimer rapidement une source de pollution, elle pose néanmoins deux gros problèmes :

- Problème du transport et du stockage des terres excavées (sur site, hors site suivant la place disponible) ;
- Il existe un risque d'étendre la pollution.

Une fois les terres excavées, une des solutions habituellement proposée est de les envoyer vers un centre de traitement spécialisé ou vers un centre d'enfouissement technique, la filière est organisée avant le démarrage de l'excavation, et la solution retenue en fonction des différentes contraintes techniques doit être acceptée par tous les intervenants.

#### III-2- LE LAVAGE ET L'ENTRAÎNEMENT

Cette méthode consiste à injecter de l'eau ou de la vapeur pour entraîner les polluants et peut se faire sur site dans des cuves ou des bassins, ou in situ en injectant l'eau directement dans le milieu, en amont et à le pomper en aval (Voir annexe 1-fig.1).

#### III-3- VENTILATION IN SITU DES SOLS « VENTING »

Elle consiste en l'extraction des polluants volatils contenus dans le sol en envoyant un flux d'air dans une série de forages crépinés, les produits volatils sont ainsi entraînés par la circulation d'air au sein du sol et extraits par les forages d'aspiration (Voir annexe 1-fig.2). Cette technique est destinée à traiter la partie non saturée du sol (au dessus de la nappe phréatique), elle est particulièrement efficace dans les cas de contamination par les hydrocarbures légers de type essence.

Pour que la technologie soit applicable, les sols à traiter doivent avoir une perméabilité supérieure à  $10^{-5}$  cm/s (ceci exclut les sols à forte teneur en argile) et la profondeur de la nappe phréatique doit dépasser 1,5 m. Quant aux contaminants, ils doivent avoir une tension de vapeur supérieure à 1mmHg et une solubilité très faible.

#### III-4- LE « STRIPPING »

Le Stripping « in situ », souvent couplé au venting du sol, consiste à faire « buller » de l'air au sein de la nappe pour favoriser la désorption des polluants dissous et les entraîner dans le flux d'air qui sera récupéré en sortie.

### IV- MÉTHODES PHYSIQUES PAR PIÉGEAGE DE LA POLLUTION : LE CONFINEMENT

Le confinement est une technique qui consiste à isoler la source de pollution pour empêcher la migration des substances polluantes. Elle est principalement utilisée pour les anciennes décharges ou d'anciens sites industriels couvrant une zone étendue. Il y a plusieurs méthodes de confinement :

- Le confinement en décharge ;
- La couverture par géomembranes ;
- Le confinement en parois moulées.

### V- MÉTHODES CHIMIQUES

#### V-1- MÉTHODES DE MOBILISATION ET D'EXTRACTION

Elles sont assimilées à un lessivage ou à un lavage, la mobilisation d'un polluant par une solution et son transfert à l'extérieur du milieu pollué représente une technique concernant quasiment tous les polluants, selon le type de produit mobilisateur utilisé dans la

solution. La technique par lavage peut être envisagée en « in situ » ou sur le site (Voir annexe 1-fig.3). On peut citer comme exemple le lavage par détergent ou l'extraction à l'acide.

### V-2- MÉTHODES DESTRUCTIVES PAR RÉACTIONS CHIMIQUES

Cette voie de traitement des sols consiste à provoquer la réaction des polluants avec certains réactifs qui généreront des composés moins toxiques et, ayant éventuellement une mobilité différente de celle du polluant de départ, soit augmentée pour pouvoir extraire les produits de la réaction, soit diminuée pour pouvoir obtenir une meilleure immobilisation des composés résultants. On distingue trois principaux types de réactions :

- **L'oxydation** : Elle est provoquée par un oxydant puissant, ajouté au sol à traiter. Les deux oxydants les plus couramment utilisés sont l'ozone et l'eau oxygénée.
- **La réduction** : Ce type de réaction concerne particulièrement certains produits organiques (aromatiques, pesticides...). Les principaux agents utilisés sont les métaux, ajoutés en poudre et intervenant comme catalyseurs. Le plus utilisé est le fer en raison de sa grande disponibilité et son coût peu élevé.
- **La déchloration** : C'est un traitement qui a pour objet de transformer des molécules chlorées en molécules moins chlorées. En principe plus la molécule est chlorée plus elle est toxique. Cette technique est surtout utilisée pour les PCB, PCP et les solvants chlorés, le principe consiste à remplacer les ions  $Cl^-$  par  $OH^-$  en utilisant des bases fortes en présence d'éthylène-glycol.

### V-3- MÉTHODES ÉLECTROCHIMIQUES

Cette méthode est basée sur l'application d'un courant continu dans un terrain, provoquant la migration des ions positifs vers la cathode par l'intermédiaire de la solution aqueuse du sol. Cette méthode est appelée « électro-réhabilitation ».

### VI- MÉTHODES THERMIQUES

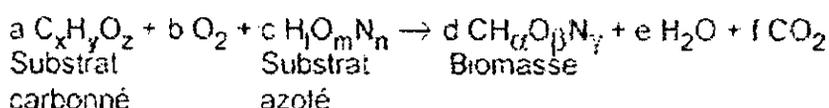
Les méthodes thermiques représentent une option majeure dans les filières de décontamination. Elles sont basées sur le même principe qui consiste à chauffer le matériel contaminé pour en extraire les polluants et, dans la majorité des cas, à les détruire. Elles peuvent être appliquées sur site ou hors site et des méthodes in situ sont en cours de développement. On distingue trois types de traitements thermiques :

- **L'incinération** : Elle consiste à utiliser de hautes températures pour détruire les polluants qui sont convertis en gaz carbonique, vapeur d'eau et autres résidus de combustion. C'est la méthode la plus efficace pour une large gamme de produits. Pour sa mise en œuvre on trouve différents dispositifs dont les fours rotatifs et les fours à lit fluidisé (Voir annexe 1-fig.4).
- **La désorption thermique** : Utilisée pour les composés volatils ou semi volatils, elle constitue une option moins lourde à mettre en place que l'incinération.
- **La vitrification** : Ce procédé consiste à transformer par élévation de la température, un sol contaminé en place en un matériau fondu inerte. C'est donc une méthode thermique in situ (Voir annexe 1-fig.5).

### VII- LES MÉTHODES BIOLOGIQUES DE TRAITEMENT

La décontamination par voie biologique consiste à stimuler ce phénomène naturel de dégradation de molécules organiques ou minérales (nitrates) par des micro-organismes ou des organismes supérieurs (végétaux) pour en augmenter le rendement et détruire en un minimum de temps le polluant organique, utilisé comme source de carbone. Bien que les « bioprocédés » de traitements des sols ne concernent pas uniquement les polluants

organiques et ne procèdent pas toujours par la dégradation des substances contaminantes, carbonées. Le schéma réactionnel de la biodégradation [17] est représenté par :



## VII-1- DÉFINITION DE LA BIOREMÉDIATION

La bioremédiation est un processus organique par lequel des micro-organismes et des bactéries naturelles recyclent des polluants spécifiques. Suite à une série de réactions chimiques complexes, les déchets organiques sont métabolisés et transformés en eau, gaz carbonique et autres sous-produits non toxiques, fournissant aux bactéries l'énergie dont elles ont besoin pour se développer, croître et se reproduire.

Le résultat de ce processus est que les déchets organiques sont digérés et éliminés de l'environnement, ne laissant aucun résidu toxique ou dangereux pour l'homme ou la nature. Une fois les polluants dégradés, les microbes, privés de leur source d'énergie en carbone, meurent naturellement.

Plusieurs types de bioremédiation existent, selon les conditions on distingue :

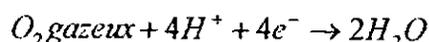
- **L'atténuation naturelle** qui résulte du développement naturel des bactéries présentes dans les sols. Cette approche est passive et le processus de biodégradation dépend uniquement des conditions naturelles du site. Une diminution significative des teneurs en polluant est alors incertaine et ne peut être envisagée que sur un très long terme [17];
- **La biostimulation** qui consiste à modifier les conditions naturelles d'un site pour en augmenter les taux de biodégradation par l'adjonction de nutriments et agents correcteurs du milieu. Cette méthode possède le désavantage d'être non sélective, et donc de faire croître indifféremment tous les types de micro-organismes, éventuellement toxiques ou pathogènes, présents naturellement sur le site avant intervention [17];
- **La bioaugmentation** par laquelle onensemence un site par une grande quantité de bactéries et enzymes spécifiquement élevés et adaptés pour digérer un type précis de polluant.

## VII-2- LES FACTEURS INFLUÇANTS LA BIODÉGRADATION DES SOLS

L'efficacité d'une technique de décontamination biologique, dépend de plusieurs facteurs qui doivent être pris en compte lors de la conception de l'opération et parmi lesquels on peut citer :

- **La biodégradabilité du polluant** : Cette notion est difficile à cerner et dépend non seulement du produit à dégrader, mais aussi des produits accompagnateurs et des conditions thermiques. Ainsi, certains produits peuvent être considérés comme biodégradables pour un auteur et réfractaires au traitement biologique pour un autre. Prises isolément, de très nombreuses molécules organiques sont aujourd'hui considérées comme biodégradables, par contre, lorsqu'on a affaire à des mélanges, se développent parfois des phénomènes d'inhibition, stoppant le processus de biodégradation, parfois avec empoisonnement des micro-organismes présents. Outre la biodégradabilité du polluant, sa concentration et sa répartition dans le sol sont également importantes à considérer.
- **Le type de micro-organismes** : la flore locale doit être adaptée à la dégradation du polluant présent et suffisamment abondante. Dans le cas contraire, il faudra mélanger au sol pollué, des souches « allochtones » performantes et adaptées au milieu.

- **Le choix de l'accepteur d'électrons et des nutriments :** Le terme « accepteurs d'électrons » provient de la faculté pour ces produits d'accepter des électrons lors de réactions d'oxydoréduction que les micro-organismes utilisent pour transformer les composés organiques en énergie. En aérobie, l'accepteur d'électrons est l'oxygène, et on parle de respiration aérobie selon la formule :



L'oxygène peut être fourni sous la forme d'air atmosphérique, d'oxygène pur, d'ozone ou de peroxyde d'hydrogène ( $H_2O_2$ ). En conditions peu oxydantes ou anaérobies vraies, d'autres accepteurs d'électrons peuvent être mis en œuvre comme les nitrates dans les réactions de dénitrification ou le  $CO_2$  en méthanogenèse (lors de la fabrication de méthane à partir de  $CO_2$ ).

Pour les nutriments, les formes de phosphore et d'azote les mieux assimilables par les micro-organismes sont les orthophosphates et l'ammoniac. Pour l'azote, les principales sources sont donc les sels d'ammonium (par exemple  $(NH_4)_3PO_4$ ) ou l'urée ( $CO(NH_2)_2$ ), les nitrates sont parfois utilisés également. Hanstrveit et Coll. (1988) proposent un rapport C/N/P de 100/10/1

- **Les caractéristiques du milieu à traiter :** Certaines caractéristiques du milieu peuvent avoir une influence sur le rendement de biodégradation, principalement le pH, la température et l'humidité. Dans une opération sur site, ces paramètres sont facilement contrôlables, par contre pour les traitements in situ, ils seront difficiles à réajuster au besoin. Pour le pH il convient de rester dans une gamme comprise entre 5,5 et 8,5. La teneur en eau doit être entre 25 et 85 % et son rôle se situe au niveau du transport et des échanges biochimiques. On considère, enfin, que l'intervalle de rendement biologique maximal se situe entre 15 et 45°C. La perméabilité du sol et son homogénéité jouent également un rôle important car si le sol n'est pas assez perméable (présence trop importante de limons, d'argiles), il y aura une mauvaise circulation des fluides contenant les nutriments et une baisse de l'oxygénation diminuant ainsi le rendement de la biodégradation, de plus un sol très hétérogène fera que le processus aura tendance à se développer de manière préférentielle.

## VIII- TECHNIQUES IN SITU

### VIII-1- BIOVENTILATION ET BULLAGE BIOLOGIQUE

Ces deux termes correspondent respectivement dans la littérature nord-américaine à « bioventing » et « biosparging » qui pourraient être traduits par ventilation et « bullage » biologiques. Le bioventing est une aération forcée dans le sol non saturé (au dessus de la nappe phréatique). Pour le biosparging, l'air est injecté directement dans la nappe phréatique.

Lors du bioventing, les composés volatils du sol, sont mis en mouvement par le courant d'air, en même temps que la biodégradation est effectuée. En plus, l'injection d'air favorise la volatilisation de la phase liquide, au fur et à mesure que les composés gazeux sont dégradés.

Dans le biosparging, l'air injecté mobilise en les vaporisant les contaminants dissous dans l'eau ou piégés par capillarité dans les pores. Cette phase vaporisée est emportée vers le haut par la remontée des bulles d'air et sera biologiquement dégradée dans le sol non saturé.

Le flux d'air injecté dans le sous-sol va être récupéré par aspiration, cependant, le débit d'injection/aspiration sera maintenu suffisamment faible pour laisser le temps à la flore microbienne de dégrader les polluants volatilisés et entraînés par l'air.

Cette technologie est de plus en plus utilisée notamment pour dépolluer les sols contaminés par les hydrocarbures pétroliers.

## VIII-2- BIOFILTRATION

Les effluents gazeux, contenant des polluants volatils, sont épurés par passage à travers un milieu solide (tourbe, compost, charbon actif) sur lequel sont fixés les micro-organismes qui forment un biofilm.

Les composés volatils et l'oxygène, présent dans les gaz à épurer, sont transférés de la phase gazeuse vers le biofilm où la biodégradation est réalisée.

La biofiltration fonctionne à température et pression ambiante. Elle est adaptée au traitement des hydrocarbures entraînés lors de la ventilation forcée employée par exemple pour la restauration d'un sol contaminé par des essences. Le degré d'humidité du support, qui doit être compris entre 40 et 60 % (en volume), est maintenu entre ces valeurs par des systèmes de pulvérisation d'eau.

## VIII-3- BIOSLURPING

C'est la récupération des hydrocarbures en phase liquide, par aspiration sous vide. C'est un procédé d'assainissement utilisé, dans le cas des hydrocarbures liquides flottants sur la nappe phréatique. Ce système permet ainsi la récupération et l'éloignement d'une quantité d'huile en phase libre jusqu'à environ 40 % du total.

## IX- TECHNIQUES « SUR SITE »

### IX-1- LE COMPOSTAGE

La mise en oeuvre de cette technique nécessite l'excavation du sol, qui est disposé en andains régulièrement espacés, de quelques mètres de circonférence et d'environ un mètre de haut (Voir annexe 1-fig.6). L'excavation et la mise en tas provoquent l'aération du matériau qui est laissé tel quel. Sous un climat tempéré humide, les conditions naturelles suffisent à l'humidification des andains mais dans ces conditions le processus de dégradation est très lent et peu rentable. Pour accélérer le phénomène, il est d'usage de mélanger la terre à un substrat organique grossier qui favorisera l'aération au cours du temps et apportera un complément nutritif à la réaction, on peut utiliser des matériaux tels que la paille, des débris d'écorces ou de broussailles, ...

### IX-2- L'ÉPANDAGE CONTRÔLÉ « LAND FARMING »

Cette technique consiste à traiter le matériau pollué comme un sol agricole pour en faciliter la décontamination (Voir annexe 1-fig.7), elle est particulièrement adaptée à la biodégradation de produits hydrocarbonés peu volatils (fuels, diesels...).

Le sol est tout d'abord étalé régulièrement sur de grandes surfaces planes, sur une épaisseur de quelques dizaines de centimètres, permettant par la suite le passage et le travail d'outils agricoles. Un fertilisant est ensuite ajouté, soit sous forme d'engrais chimique, soit sous forme de fumier, il est ensuite enfoui et mélangé au sol. Cet apport améliore l'équilibre nutriments/source de carbone et, dans le cas de fumier, augmente la quantité de micro-organismes disponibles.

A intervalles réguliers, le sol est travaillé, retourné et aéré, pour permettre son aération.

### IX-3- LES BIOPILES

Cette technique prévoit, comme les deux méthodes précédentes l'excavation préalable du sol pollué. Ce dernier est installé sur une grande surface imperméable, légèrement en pente. A la base du tas formé, un système de tuyauterie est installé dans une couche de drainage (gravier) et permettra une aération efficace de l'ensemble du matériau selon une répartition régulière. Au sommet, un dispositif d'aspersion servant à humidifier le sol est mis en place et un réseau de rigoles ceinture le dispositif, afin de récupérer les effluents sortants (Voir annexe 1-fig.8). Toutefois, la perméabilité du sol (teneur en silt et argile inférieure à 60

% [18]), le caractère réfractaire de certains contaminants à la biodégradation (BPC et autres hydrocarbures chlorés), la présence de substances toxiques, constitue les facteurs limitants.

La technologie de biodégradation en piles est utilisée pour la décontamination de sols souillés aux hydrocarbures légers (essence, diesel, huile à chauffage, mazout léger, huiles usées).

#### IX-4- LES BIORÉACTEURS

##### IX-4-1- LES BIORÉACTEURS TYPE BOUES ACTIVÉES

Le traitement de la pollution en bioréacteur est une technique de décontamination biologique qui peut être utilisée pour de nombreuses applications. Elle consiste à réaliser la biodégradation dans un contenant installé sur le site (cuve fermée, bassin, colonne...), en ajoutant les éléments nécessaires à la réaction.

Dans le cas des sols, une préparation est nécessaire, incluant des opérations d'homogénéisation, broyage, tamisage... Ce matériel est mélangé à de l'eau (généralement en proportion de 30% poids/volume [19]) et introduit dans le réacteur. Plusieurs modes de fonctionnement en continu ou en « batch » sont possibles selon les cas et le temps de réaction est fonction du type de polluant présent, de sa concentration au départ et de celle à atteindre. Ce procédé est utilisé pour décontaminer les terres polluées par des HAP, des phénols et, de façon plus classique, des produits pétroliers de type gasoils et fuels.

Dans la plupart des dispositifs, il y a plusieurs réacteurs en chaîne, la phase « boue » constituée par la mise en suspension du sol dans l'eau, transitant de l'un à l'autre. Les nutriments et les micro-organismes si nécessaire, sont ajoutés dans le premier réacteur. Dans chaque réacteur un brassage mécanique est réalisé, permettant un mélange de tous les constituants de la réaction. Une aération, habituellement sous forme d'air pulsé par le fond du réacteur (Voir annexe 1-fig.9).

Lorsque la boue est traitée, elle passe dans un séparateur solide/eau, le sol est alors stocké avant remise en place, tandis que l'eau, contenant de nombreux micro-organismes adaptés est généralement recyclée permettant ainsi de réduire les temps d'acclimatation de la flore microbienne et de traitement pour la suite de l'opération.

##### IX-4-2- LES BIORÉACTEURS A SOL STATIQUE

Il s'agit du traitement direct du sol dans un bioréacteur en l'absence de la phase aqueuse. Le sol est amendé et des agents structurants sont rajoutés. L'humidité du sol et l'aération de ce dernier augmente la biodisponibilité des polluants et réduit de manière considérable la durée du traitement [20].

Tableau N°6 : exemple de résultats obtenus par bioréacteur [12].

Composé	Concentration initiale (mg/kg)	Taux de réduction (%)	Temps du traitement (jours)
Organiques volatils	500	99	
Phénanthrène (HAP)	46	58	10
Carbone organique total	159000	27	10

##### IX-4-3- EXTRACTION ET TRAITEMENT EN BIORÉACTEUR

Dans ce système, on extrait les polluants par différents procédés : lavage, extraction à la vapeur, oxydation chimique, etc. [20], pour ensuite les traiter par un procédé biologique. Cette étape est réalisée dans un bioréacteur spécifiquement conçu à cet effet. Les bioréacteurs utilisés sont :

- Les réacteurs à biofilm ;
- Les réacteurs à lits fluidisés ;
- Les réacteurs mélangés.

Cette technique s'applique dans les cas d'une pollution complexe (métaux lourds, hydrocarbures récalcitrants,...).

#### **IX-4-4- FACTEURS INFLUENÇANTS LES PERFORMANCES DES BIORÉACTEURS**

Les bioréacteurs utilisés en traitement des sols sont des réacteurs triphasiques [12] (gaz, solide, et liquide) et la nature hétérogène et complexe du milieu à traiter rend l'évaluation et la prévision des performances d'un bioréacteur difficile à appréhender. Cependant, il a été établi que le bon déroulement du procédé est lié aux phénomènes de transferts entre les cellules et le milieu de culture, constitués dans un sens par l'apport de substrats et des éléments nécessaires à la croissance et dans l'autre, par l'évacuation des produits du métabolisme vers l'extérieur. L'amélioration des performances des réacteurs biologiques passe donc par l'optimisation des facteurs suivants :

- **L'aération** : Dans le cas de processus aérobies, l'efficacité d'un bioréacteur dépend de sa capacité à transférer, à la biomasse microbienne qu'il contient, la quantité d'oxygène dont elle a besoin. Le gaz d'oxygénation permet en outre de créer une turbulence qui aide au maintien des cellules en suspension homogène.
- **L'agitation** : Les deux principaux critères qu'un système d'aération doit remplir sont le transfert de l'oxygène dans le milieu et la dispersion homogène des gaz, de la biomasse, des particules de sol et des polluants.

#### **IX-4-5- AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DU TRAITEMENT EN BIORÉACTEUR**

Le traitement en bioréacteur offre les avantages suivants :

- Il permet de contrôler et de gérer précisément le processus de biodégradation parce que les systèmes de contrôle de pH, de température, d'humidité, de teneurs en nutriments ... sont faciles à mettre en place.
- Le mélange entre le matériau à traiter et les micro-organismes d'une part, et les nutriments d'autre part peut être réalisé facilement et efficacement, l'aération de l'ensemble est également aisée
- Les conditions optimales de biodégradation peuvent être rapidement atteintes, d'où les bons rendements opérationnels de la méthode.
- En fonction du polluant et du matériel, on peut déterminer les micro-organismes les mieux adaptés pour le traitement

La principale limitation de cette méthode est le coût induit par l'excavation préalable du sol à traiter et la multiplicité des paramètres à maîtriser.

#### **IX-5- TRAITEMENTS EN COURS DE DÉVELOPPEMENT : LA PHYTOREMÉDIATION**

La phytoremédiation emploie des plantes qui, généralement en association avec les micro-organismes de la rhizosphère, éliminent, dégradent ou fixent les contaminants dans les sols ou les eaux. La gestion des sols pollués par phytoremédiation fait appel à au moins trois stratégies différentes : la phytostabilisation, la phytodégradation et la phytoextraction.

La phytostabilisation consiste à immobiliser la pollution. Il s'agit d'installer un couvert végétal avec des espèces tolérant les polluants. La présence de ces plantes permet de réduire les processus d'érosion et de ruissellement de particules porteuses de polluants et les processus d'entraînement de ces polluants en profondeur.

La phytodégradation consiste à accélérer la dégradation des composés organiques polluants (hydrocarbures, pesticides, explosifs...) en présence de plantes. Cette dégradation peut avoir lieu soit hors de la plante, grâce à l'activité des micro-organismes présents dans

l'environnement des racines (rhizosphère), soit dans la plante après absorption du composé puis dégradation dans les cellules.

La phytoextraction est l'utilisation de plantes pour traiter les sols pollués, notamment par les métaux. La pollution des sols par les métaux est l'un des problèmes les plus difficiles à traiter dans la mesure où ils ne sont pas biodégradables. Pour véritablement dépolluer, il faut extraire ces métaux. Il existe des plantes, dites « hyper accumulatrices » capables d'accumuler plus de 1% de métaux dans leurs tissus. Il s'agit ainsi de cultiver ces plantes, les couper, les sécher, de les incinérer puis de récupérer les cendres. La pollution est ainsi concentrée et maîtrisée.

#### **X- LES COÛTS DES TRAITEMENT DE SOLS POLLUÉS**

Si le facteur « coût » ne constitue pas le seul argument décisif dans la conception d'une opération de dépollution, il n'en reste pas moins un des aspects déterminants, qui bien souvent, et en dernier ressort, fera pencher la balance dans un sens plutôt que dans un autre, pour le choix d'une filière ou d'une action de décontamination. De nombreux essais de synthèse et de comparaison des coûts entre techniques de dépollution ont été réalisés, plus particulièrement aux USA ou en Europe du Nord (Hollande, Allemagne...)

La solution la plus couramment utilisée pour comparer le prix de revient des différentes techniques, consiste à ramener le coût du traitement à une unité de volume (ou de masse) du matériau traité (voir tableau N°7).

Tableau N°7 : Coûts des différentes techniques de dépollution [21]

<b>TECHNOLOGIE</b>	<b>ESTIMATION DU COUT</b>
Mise en décharge	500 à 1000F/t
Pompage -écrémage	100 à 500 F/t
Venting	100 à 200 F/t
Stripping sur site	150 à 300 F/t ou m <sup>3</sup>
Confinement en décharge	4000 à 6000 F/t
Barrière paroi moulée	300 à 1050 F/t
Barrière géomembrane	200 à 500 F/t
Lavage chimique (sols excavés)	150 à 1000 F/t
Incineration hors site	1800 à 3000 F/t
Incineration hors-site produits spécifiques PCB	7000 F/t
Traitement thermique sur site	400 à 1350 F/t
Biodécontamination in situ	100 à 500 F/t
Biopiles	400 à 1300 F/t
Compostage, landfarming	100 à 400 F/t
Biosparging, bioventing	100 à 300 F/t

*Chapitre IV :*  
*Partie expérimentale*

Dans cette partie, nous présenterons l'installation utilisée pour les essais de traitement en bioréacteur agité triphasique. Ensuite, nous passerons en revue les résultats de l'étude du sol ; L'analyse granulométrique, les caractéristiques granulométriques, les caractéristiques physico-chimiques et biologiques du sol étudié. Nous déterminerons les conditions optimales de fonctionnement (débit d'air et vitesse d'agitation), les paramètres environnementaux ainsi que la dose d'éléments nutritifs à rajouter dans le réacteur pour réunir les conditions optimales de fonctionnement.

Pour la partie traitement biologique, nous effectuerons deux séries d'essais avec l'introduction d'un inoculum de souches bactériennes adaptées au milieu (hydrocarbures) d'une valeur de 2% pour le premier essai et de 4% pour le second.

## I- DESCRIPTION DE L'INSTALLATION EXPÉRIMENTALE

L'installation expérimentale est représentée par la figure N°3. Elle se compose d'un réacteur, de diffuseurs reliés à des pompes d'aération et d'un système d'agitation mécanique composé d'un moteur et d'une tige munie de pales.

- **Le réacteur** : d'une capacité de 21 litres, est de forme cylindrique à fond plat et est muni de 4 chicanes qui sont des lamelles rectangulaires de 28cm x 3cm et d'une épaisseur de quelques mm disposées verticalement le long du réacteur aux quatre points cardinaux.
- **L'instrument agitateur** : c'est une tige à quatre pales incurvées, qui crée une circulation du liquide verticale parallèlement à l'axe d'agitation. Ce type d'agitateur à vitesse axiale est conçu selon les normes Steel-Miler en acier inoxydable pour résister à la corrosion.
- **Le moteur d'agitation** : l'agitation du milieu est assurée par un moteur de type IKA-WARK, modèle IKA RW 16 basic, d'une puissance de 53 W fournie à l'arbre agitateur dont la vitesse de rotation est comprise entre 40 et 2000 tr/mn.
- **Le système d'aération** : il est assuré par des diffuseurs d'oxygène reliés à des pompes d'aération, plongés dans le réacteur.
- **Le débitmètre** : Le débit de gaz est mesuré à l'aide d'un débitmètre à flotteur monté en position verticale permettant la lecture directe du débit en litre par minute.

## II- ÉTUDE DU SOL

Le sol que nous avons pollué par les hydrocarbures et sur lequel nous avons effectué nos expériences a été prélevé suivant la norme AFNOR 31100. Il s'agit d'un certain nombre de prélèvements élémentaires exécutés à l'aide d'une bêche, et effectués au niveau de Aïn-Taya et de l'école polytechnique.

L'échantillon global a été mélangé puis transporté dans des sacs en plastique au laboratoire où nous avons procédé au mélange des deux échantillons globaux de sol que nous avons laissé à l'air libre.

### II-1- ANALYSE GRANULOMÉTRIQUE

Avant de caractériser notre sol, nous avons préparé ce dernier suivant la norme NF : X31-412, qui consiste en un sous échantillonnage par la méthode des quartiers pour ensuite effectuer un tamisage, avec un tamis de 2mm, afin d'éviter tout problème d'hétérogénéité.

L'analyse granulométrique a été effectuée sur un échantillon de sol tamisé de deux manières différentes :

- à l'aide d'un granulomètre à laser de type Mastersizer ; [il représente une gamme de distribution qui s'étend de 0,230  $\mu\text{m}$  à 4000  $\mu\text{m}$  (Voir tableau N°8 et Fig.4)].
- Par une série de tamis allant de 0,1 mm à 2mm.

Les résultats de l'analyse granulométrique sont consignés dans les tableaux 8 et 9.

Les résultats obtenus par les deux méthodes sont sensiblement différents. En effet, le diamètre harmonique est de  $432,38 \mu\text{m}$  par la méthode des tamis alors que le granulomètre à laser donne  $502,72 \mu\text{m}$ . Ceci s'explique par la géométrie irrégulière des particules composant le sol étudié alors que l'analyse à granulométrie à laser est surtout indiquée pour les particules sphériques. Cependant la méthode d'analyse par tamisage, bien que plus ancienne, est l'une des plus largement utilisée.

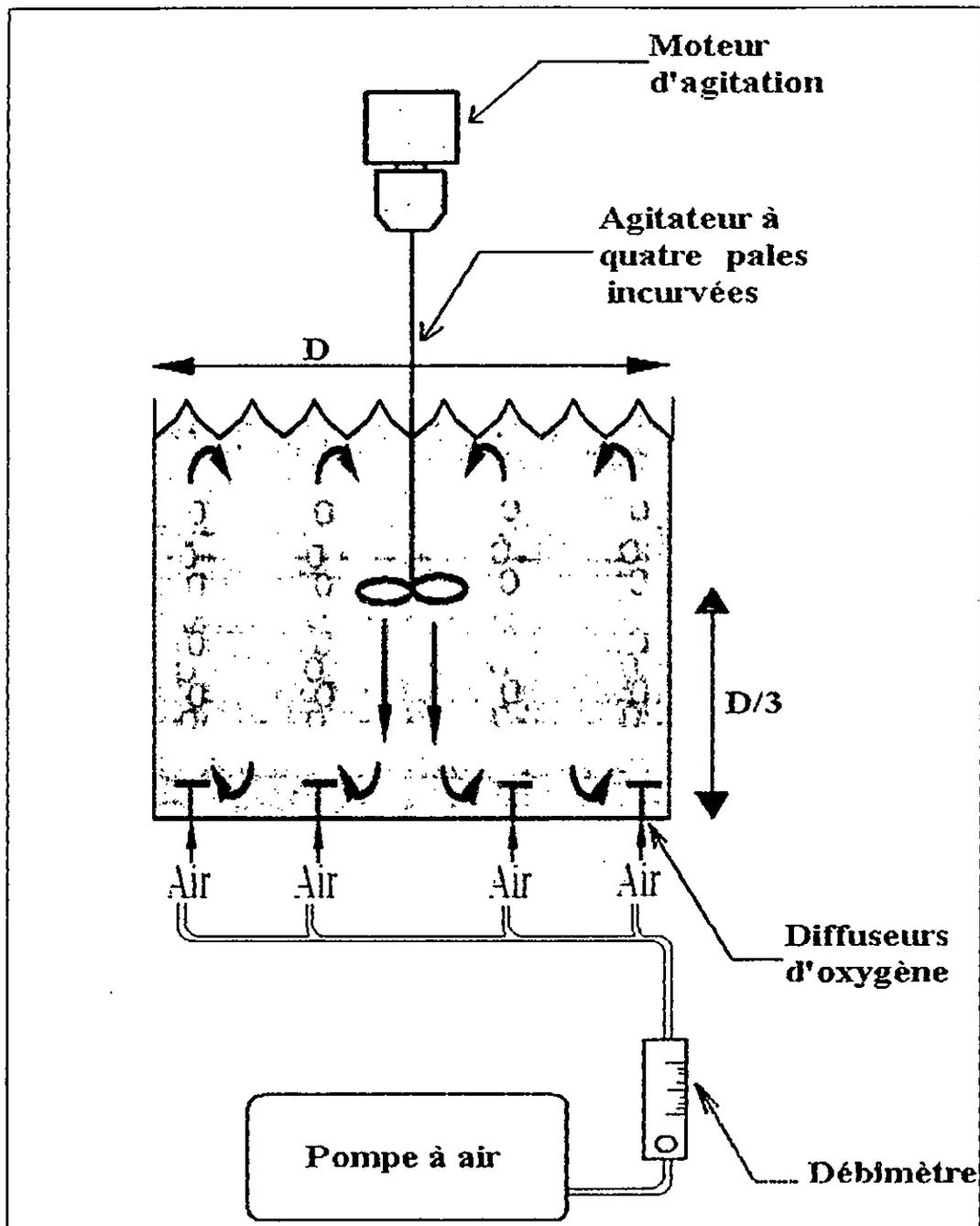


Fig.3 : L'installation expérimentale

## II-2- COMPOSITION DU SOL

Le tableau n°9 montre une forte proportion de particules de gros diamètre, ce qui est caractéristique des sols à texture sableuse. De plus, l'analyse des éléments minéraux qui

composent le sol par fluorescence des rayons X (Voir tableau N°10), montre une grande quantité (63 %) de silice ( $\text{SiO}_2$ , sable) ce qui confirme la texture sableuse de notre sol.

**Tableau N°8 : Distribution granulométrique du sol obtenue par granulométrie à laser**

Diamètres ( $\mu\text{m}$ )	% volume total
0,230 – 8,00	0
8,00 – 16,00	0,01
16,00 – 31,00	0,13
31,00 – 62,00	0,61
62,00 – 125,0	0,78
125,0 – 250,0	5,80
250,0 – 500,0	24,61
500,0 – 1000,0	35,28
1000,0 – 2000,0	26,47
2000,0 – 4000,0	6,31

Diamètre harmonique = 502,72  $\mu\text{m}$

**Tableau N°9: la distribution granulométrique des particules de diamètre inférieur à 2 mm**

dt (mm)	di (mm)	m (g)	x (%)
2	2,25	38,432	7,41
1,6	1,8	35,55	6,852
1,25	1,425	83,5	16,094
1,0	1,125	27,7	5,34
0,8	0,9	79,175	15,26
0,63	0,715	46,075	8,88
0,5	0,565	37,3	7,189
0,4	0,45	40,2	7,748
0,315	0,357	47,3	9,116
0,25	0,282	7,3	1,407
0,2	0,225	47,75	9,203
0,16	0,18	8,2	1,58
0,125	0,142	3,525	0,679
0,1	0,113	0,325	0,062
< 0,1	0,05	16,5	3,18

Diamètre harmonique  $d_h = 432,88 \mu\text{m}$

### II-3- CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL

Le sol prélevé a été passé par un tamis de 0,8 mm et le rejet conservé. Nous avons ensuite mis au contact le sol tamisé, d'un diamètre  $d_H$  de 432,88  $\mu\text{m}$  d'une solution équimassique composée d'un mélange des hydrocarbures suivants : phénanthrène, diméthyl 3,5 phénol, p-xylol, O-dichlorobenzène, le tout dilué dans une quantité suffisante d'eau (jusqu'à l'obtention d'un mélange homogène). Le sol a par la suite été étalé à l'air libre et à température ambiante pendant plusieurs jours afin de permettre aux souches autochtones de s'adapter au milieu. Les conditions expérimentales, et plus précisément les fortes températures, conduisant à une évaporation relativement importante des composés les plus volatils, nous a amené à compenser ce déficit par l'ajout d'hydrocarbures pour ramener leur concentration à 4 g/kg. Cette seconde solution est composée comme suit : phénanthrène

(86,33 g), diméthyl 3,5 phénol (86,33 g), Nitro-naphtalène (86,33 g), éthyl benzène (100 ml), toluène (200 ml). Les résultats de l'analyse physico-chimique du sol, avant et après pollution, sont reportés dans le tableau N°12.

Il faut noter que certains paramètres étaient sensiblement différents avant la pollution du sol. Ainsi, l'humidité est passée de 2,72 % à 17,3 %, le pH de 8,53 à 8,86, et surtout le COT (carbone organique total), relativement faible à l'origine (0,5%), est passé à une valeur de 3,9 %. La détermination de ces paramètres après l'injection de la solution polluante est importante pour établir les conditions optimales du traitement biologique, notamment le rapport C/N/P, et éventuellement corriger le milieu par l'ajustement du pH ou l'ajouts de nutriments sous forme de solutions d'azote et de phosphore.

Tableau N°10 : Composition du sol

% éléments	SiO <sub>2</sub>	63,01
	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	4,90
	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	3,64
	CaO	11,38
	MgO	0,93
	MnO	0,071
	Na <sub>2</sub> O	0,67
	K <sub>2</sub> O	0,80
	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	0,103
	TiO <sub>2</sub>	0,205
	Cr <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,037
	SO <sub>3</sub>	0,05
	% éléments traces	ZrO <sub>2</sub>
SrO		0,0706
Rb <sub>2</sub> O		0,0019
PbO <sub>2</sub>		0,0015
ZnO		0,0083
CuO		<0,001
NiO		0,0229
BaO		0,0208
Cl		
PAF		13,50
<b>TOTAL</b>		<b>99,43</b>

#### II-4- CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES DU SOL

Pour déterminer les caractéristiques biologiques du sol nous avons réalisé un isolement et un dénombrement des souches autochtones du sol. Pour cela, nous avons utilisé la méthode de dilution et ensemencement sur boîte de pétri (gélose nutritive).

Le nombre de germes autochtones est de  $1,2 \times 10^6$  germes/g de sol.

##### II-4-1- PRÉPARATION DES DILUTIONS

- On prépare 5 tubes à essais contenant chacun 9ml d'eau physiologique stérile.

- 1g d'échantillon est mis dans l'un de des tubes (solution mère), et pour permettre le passage des micro-organismes de l'échantillon vers la solution, nous avons agité l'ensemble pendant 30 min.
- De la solution mère est prélevé 1 ml qu'on transfère dans un deuxième tube contenant 9 ml d'eau physiologique pour obtenir une dilution de  $10^{-1}$ .
- Un millilitre est ensuite prélevé de ce deuxième tube pour être transféré dans un troisième tube pour obtenir une dilution de  $10^{-2}$ , et ainsi de suite.

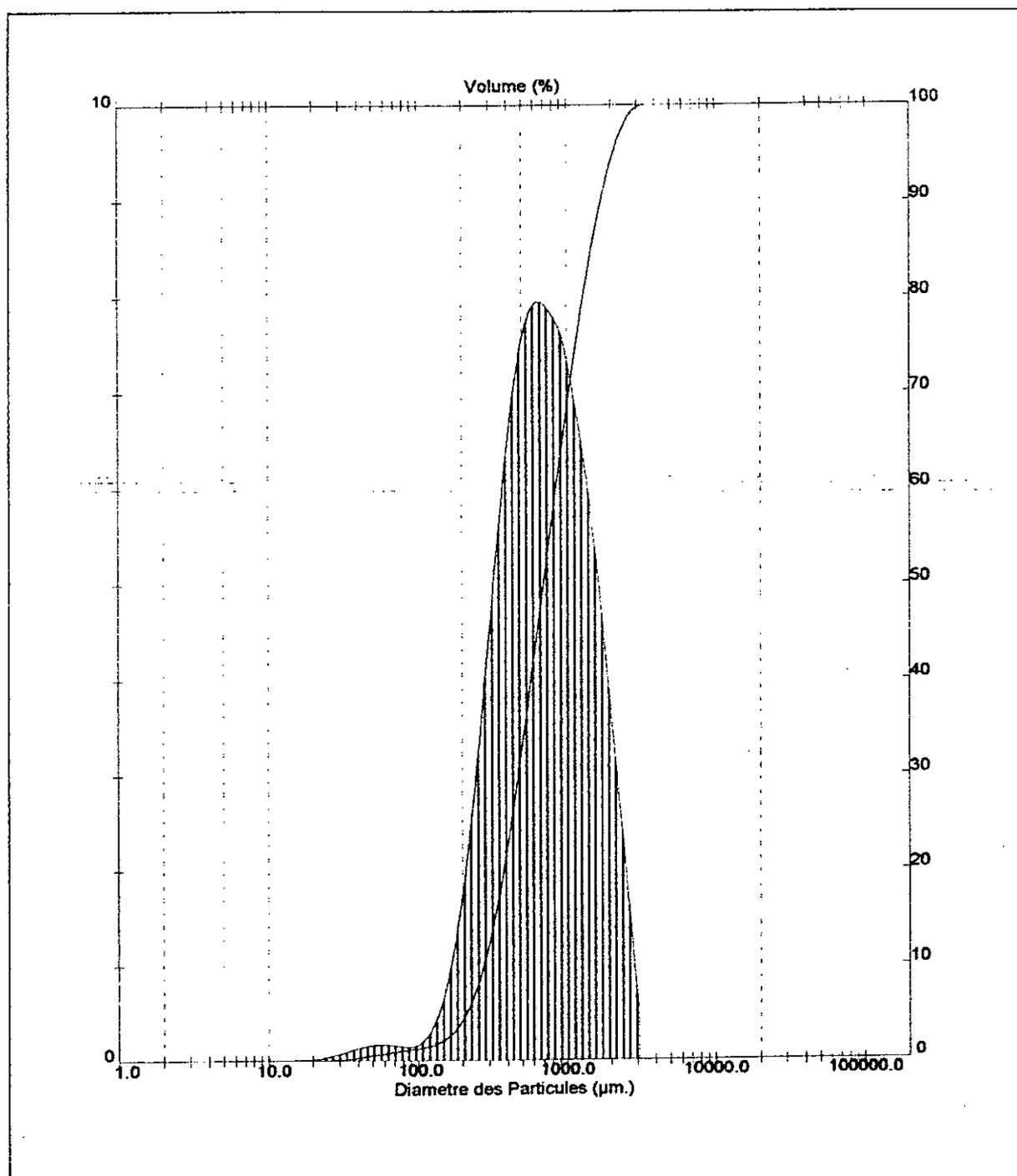


Fig.4 : Distribution granulométrique du sol traité

Tableau N°11 : Paramètres physico-chimiques du sol

Paramètres	Résultats avant pollution	Résultats après pollution
Densité	2,605 g/cm <sup>3</sup>	—
pH	8,53	8,56
Humidité	2,72 %	17,3 %
Porosité (□)	0,365	—
Carbone organique total	0,5 %	3,1 %
Azote ammoniacal	1,29 mg dans 100g de sol	—
Phosphore	55,162 □g dans 100g de sol	—
Nitrates	0,79 mg dans 100g de sol	—
Nitrites	0,31 mg dans 100g de sol	—
Azote total	2,39 mg dans 100g de sol	—
C/N/P	9064/43/1	56200/43,33/1
Matière organique	2,12 %	—
d <sub>H</sub>	432,88 μm	—
Hydrocarbures totaux	191 mg/kg	17,1 g/kg

#### II-4-2- ENSEMENCEMENT SUR BOITES DE PÉTRI

Nous avons effectué un ensemencement en profondeur c'est-à-dire que nous avons d'abord injecté 1 ml de chaque dilution dans les boites de pétri pour ensuite verser la gélose nutritive. Cette technique permet la croissance des souches aérobies et anaérobies. Après une incubation de 24 heures à 35 °C, les colonies développées sont dénombrées.

Tableau N°12 : Résultats de l'observation macroscopique et microscopique.

Souches	Forme des colonies	Couleur	Type	Élévation
Catégorie 1	cylindrique	blanche	Bacilles	plate
Catégorie 2	circulaire	jaune	cocci	plate
Catégorie 3	circulaire	blanche	cocci	convexe

L'observation du frottis effectué sur les souches qui se sont développées dans les boites de pétri a révélé deux types de bactéries :

- Bactéries à gram positif.
- Bactéries à gram négatif.

### III- OPTIMISATION DU DÉBIT D'AIR ET DE LA VITESSE

#### III-1- QUELQUES ÉLÉMENTS DE LA THÉORIE DE TRANSFERT DE MASSE

Les modèles de transfert de masse ont été établis pour des configurations d'écoulements très différentes les unes des autres. On peut les classer suivant deux notions différentes, l'une bâtie sur l'existence d'une couche limite et la deuxième sur la théorie du renouvellement de la surface.

##### III-1-1- NOTION DE RENOUELEMENT DE SURFACE

Les modèles de renouvellement de surface se basent dans leur conception sur l'existence d'une quantité statistique qui est le taux de renouvellement de surface  $s$ . Dans sa version initiale présentée par *Danckwerts*, le taux de renouvellement est constant sur une verticale ( $s=A$ ) [22].

*Danckwerts* est le premier à avoir posé les bases théoriques du renouvellement de surface appliquées à un écoulement turbulent. Dans la version idéalisée, cet auteur attribue le transfert de masse aux passages successifs, au niveau d'une interface, de masses d'eau provenant du coeur de l'écoulement et chargées en concentration. Le coefficient de transfert de masse est dans ce cas relié à un temps d'apparition  $t$  et à la diffusivité  $D$  suivant la relation :

$$k_L = \sqrt{\frac{D}{t}}$$

Les modèles basés sur la notion de renouvellement de surface introduisent une inconnue supplémentaire, qui est le taux de renouvellement  $s$ , par rapport à des modèles plus simples comme celui de *Whitman & Lewis*, ce qui dans la pratique, complique la détermination du coefficient volumétrique de transfert de masse.

### III-1-2- NOTION DE FILM INTERFACIAL ET DE DIFFUSION « TOURBILLONAIRE »

On regroupe dans cette catégorie tous les modèles bâtis sur l'existence d'une couche limite de diffusion à l'interface.

Les gaz existent de part et d'autre d'une interface air-eau. Une couche limite massique se forme de chaque côté de cette interface. L'épaisseur de chaque couche est fonction de la viscosité du fluide et de la diffusivité de l'espèce considérée dans ce fluide.

La figure 5 montre schématiquement un système à 4 couches : 2 couches limites voisines l'une avec l'autre de chaque côté de l'interface et deux volumes bien mélangés dans lesquels les concentrations deviennent homogènes.

Pour des gaz qui ont une faible solubilité et qui ne réagissent pas chimiquement dans l'eau comme l'oxygène  $O_2$ , le dioxyde de carbone  $CO_2$ , ou l'azote  $N_2$ , la résistance se situe principalement du côté liquide, elle est donc caractérisée par le coefficient de transfert du côté liquide.

Le plus ancien de ces modèles est celui de *Whitman & Lewis* [23] qui considèrent la couche de surface d'épaisseur  $\delta_c$  comme laminaire et expriment le coefficient de transfert sous la

forme :  $k_L = \frac{D}{\delta_c}$  ... (1)

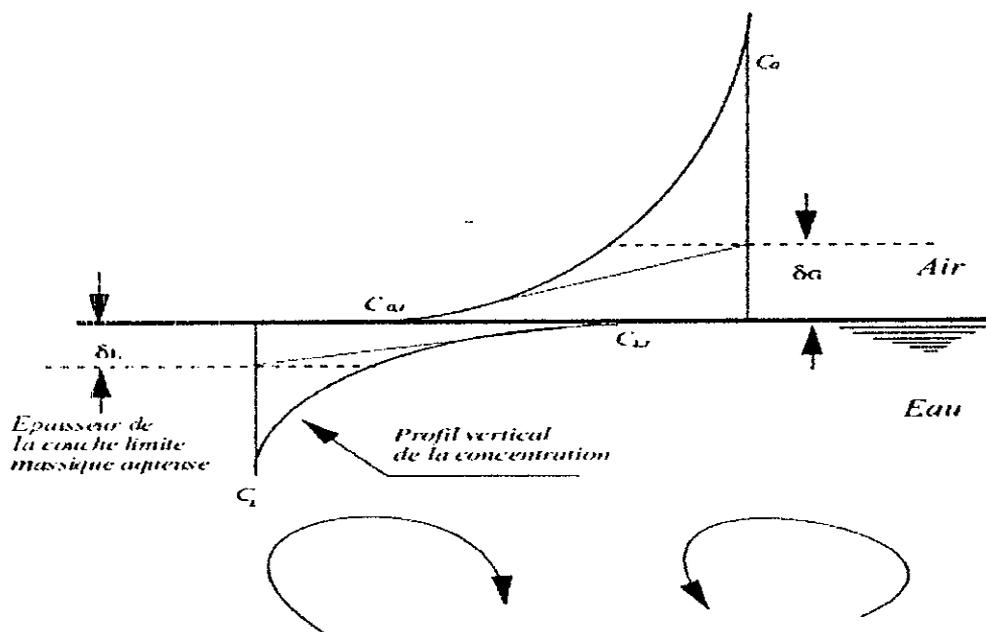


Fig.5 : théorie du double film

En introduisant l'équation (1) dans la loi de diffusion de Fick :

$$N_{O_2} = -D_{O_2} \frac{\partial C_{O_2}}{\partial x} \quad \dots (2)$$

Sachant qu'en régime permanent le flux  $N_{O_2}$  est constant, on obtient :

$$N_{O_2} = k_L (C_{L,I} - C_L) \quad \dots (3)$$

Et de la même manière :

$$N_{O_2} = k_G (C_G - C_{G,I}) \quad \dots (4)$$

La loi de Henry donne :

$$C_{G,I} = m C_{L,I} \quad \dots (5)$$

Et en injectant l'équations (5) dans les équations (4) et (3) on obtient le système suivant :

$$\frac{N_{O_2}}{k_L} = (C_{L,I} - C_L) \quad [a]$$

$$\frac{N_{O_2}}{m k_G} = (C_G - C_{L,I}) \quad [b]$$

En additionnant [a] et [b] on a :

$$a + b = N_{O_2} \left( \frac{1}{k_L} + \frac{1}{m k_G} \right) = (C_G - C_L) = (C_S - C_L)$$

$$N_{O_2} = K_L (C_S - C_L)$$

$$\frac{1}{K_L} = \left( \frac{1}{k_L} + \frac{1}{m k_G} \right)$$

D'où :

$$\boxed{\frac{1}{K_L a} = \left( \frac{1}{k_L a} + \frac{1}{m k_G a} \right)}$$

Où  $m$  : Constante de Henry

$K_L a$  : coefficient volumétrique global

Comme évoqué précédemment, l'Oxygène étant relativement peu soluble, le produit  $m k_G a$  devient plus important que  $k_L a$ , ce qui permet d'approximer  $k_L a$  à  $K_L a$ .

Cette vision ne prend en compte aucune caractéristique de l'écoulement turbulent sous le film laminaire (cas de l'agitation ou de micro-jets) et la plupart des autres modèles compensent cette lacune en introduisant la notion de diffusivité tourbillonnaire  $K_L(z)$ . Cependant, dans la pratique, on se base le plus souvent, dans les méthodes physiques de détermination du coefficient de transfert volumique, sur le modèle de *Whitman & Lewis*.

### III-2- DÉTERMINATION DU COEFFICIENT VOLUMÉTRIQUE DE TRANSFERT

Il existe deux méthodes pour mesurer le coefficient volumétrique de transfert  $k_L a$  les méthodes chimiques et les méthodes physiques selon qu'elles mettent en œuvre une réaction chimique de référence ou non.

- **Méthodes chimiques** : le principe de ces méthodes repose sur une absorption suivie d'une réaction chimique dont la cinétique est parfaitement connue.
- **Méthodes physiques** : ces méthodes sont basées sur l'absorption ou la désorption d'un gaz dans le liquide en l'absence de réactions chimiques.

### III-3- DÉTERMINATION DU COEFFICIENT VOLUMÉTRIQUE PAR LA MÉTHODE D'OXYGÉNATION DYNAMIQUE

Le principe de cette méthode est de réoxygéner par passage d'air ou d'oxygène, le milieu (sans substrats) préalablement désoxygéné par barbotage d'azote ou par addition de sulfite. Cette méthode est couramment utilisée pour la détermination de la capacité d'oxygénation dans les bioréacteurs ou les fermenteurs. L'évolution temporelle de la concentration d'oxygène dissous dans les conditions de débit et de vitesse d'agitation à tester est alors suivie par une sonde à oxygène.

Pour toutes les expériences de détermination du coefficient volumétrique, nous avons choisis d'utiliser du sulfite de sodium pour ramener la concentration d'oxygène à zéro.

Suite à la faible solubilité, il en découle que le débit de soluté gazeux transféré par unité de volume peut être exprimé par l'équation suivante :

$$N_{O_2} = k_L a (C_L^* - C_L) \quad \dots (6)$$

La masse d'oxygène qui passe de la phase gazeuse à la phase liquide s'exprime alors comme suit :

$$\frac{dM}{dt} = k_L A (C^* - C_L) \quad \dots (7)$$

Si on divise l'équation ci-dessus par le volume total, on obtient :

$$\frac{dM}{V dt} = \frac{dC_L}{dt} = \frac{k_L A}{V} (C^* - C_L) \quad \dots (8)$$

$$D'où : \quad \frac{dC_L}{dt} = k_L a (C^* - C_L) \quad \dots (9)$$

A : surface à travers laquelle la diffusion se fait ou surface du film liquide

$C^*$  : Concentration en oxygène à la saturation en (mg/l)

$C_L$  : Concentration en oxygène dans la phase liquide (mg/l)

$k_L a$  : coefficient de transfert volumique ( $s^{-1}$ )

On suppose que la concentration en oxygène à la saturation est constante. Il existe diverses méthodes pour déterminer le coefficient de transfert :

- A partir du tracé de la courbe des variations de la concentration en oxygène en fonction du temps.
- A partir de l'intégration de l'équation (9).

Dans les conditions d'essais ( $C_0=0$ ), l'intégration de l'équation (9) donne :

$$\boxed{\ln \frac{C^*}{C^* - C_L} = k_L a t} \quad \dots (10)$$

## IV- RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX ET INTERPRÉTATIONS

### IV-1- INFLUENCE DU DÉBIT D'AÉRATION

Dans cette série d'expériences, nous avons fait varier le débit d'aération entre 0 et  $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$  sous agitation mécanique constante. Nous avons d'abord reporté l'évolution de la concentration en fonction du temps pour différents débits, puis à partir du tracé de  $\ln [(C^*/(C^* - C_L))]$  en fonction du temps, nous avons déterminé les différents coefficients de transfert (fig.7).

Nous avons ensuite étudié la variation du  $k_L a$  en fonction du débit d'aération (annexe 3 -tableau N°11 et fig.8). Il ressort de cette série d'expérience que le coefficient de transfert augmente avec le débit et que cette augmentation est d'autant plus importante que le débit est important.

La figure n° 7 illustre l'allure des courbes représentatives de l'évolution de la concentration en oxygène et de  $\ln [(C^* - C_0)/(C^* - C_L)]$  en fonction du temps.

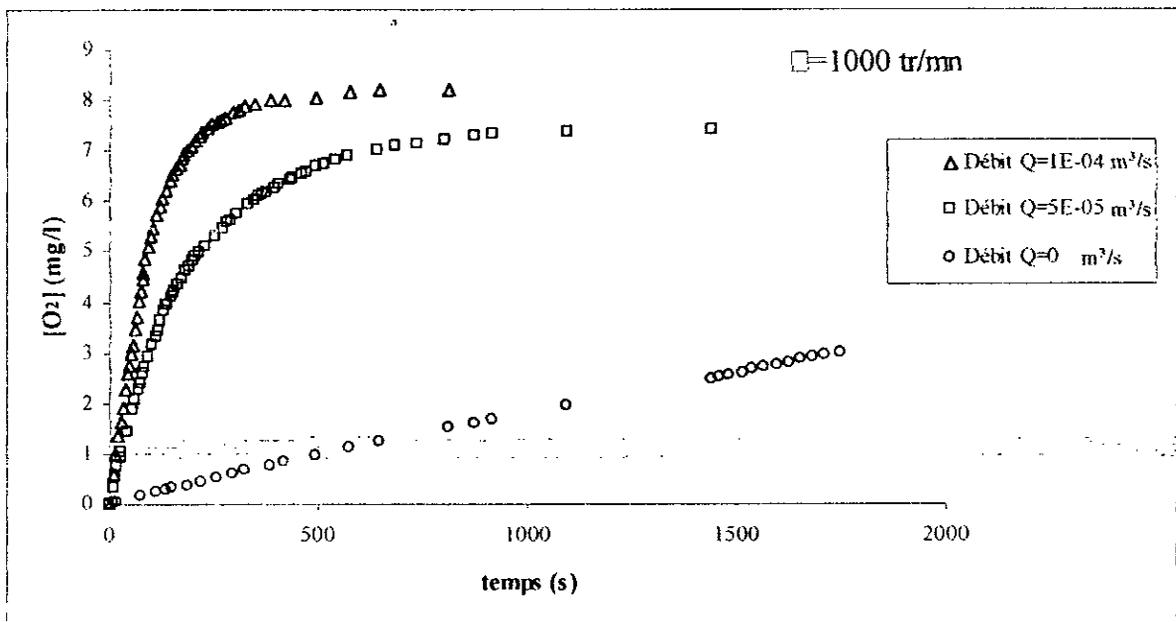


Fig.6 : Evolution de la concentration en oxygène pour différents débits

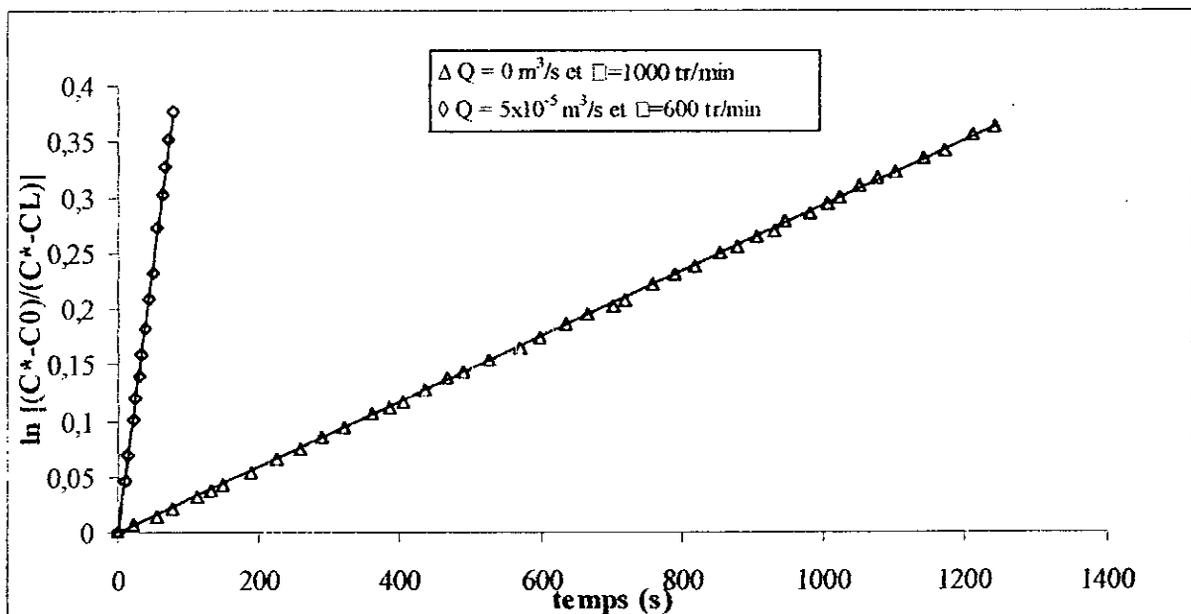


Fig.7: Evolution de  $\ln [(C^* - C_0)/(C^* - C_L)]$  en fonction du temps

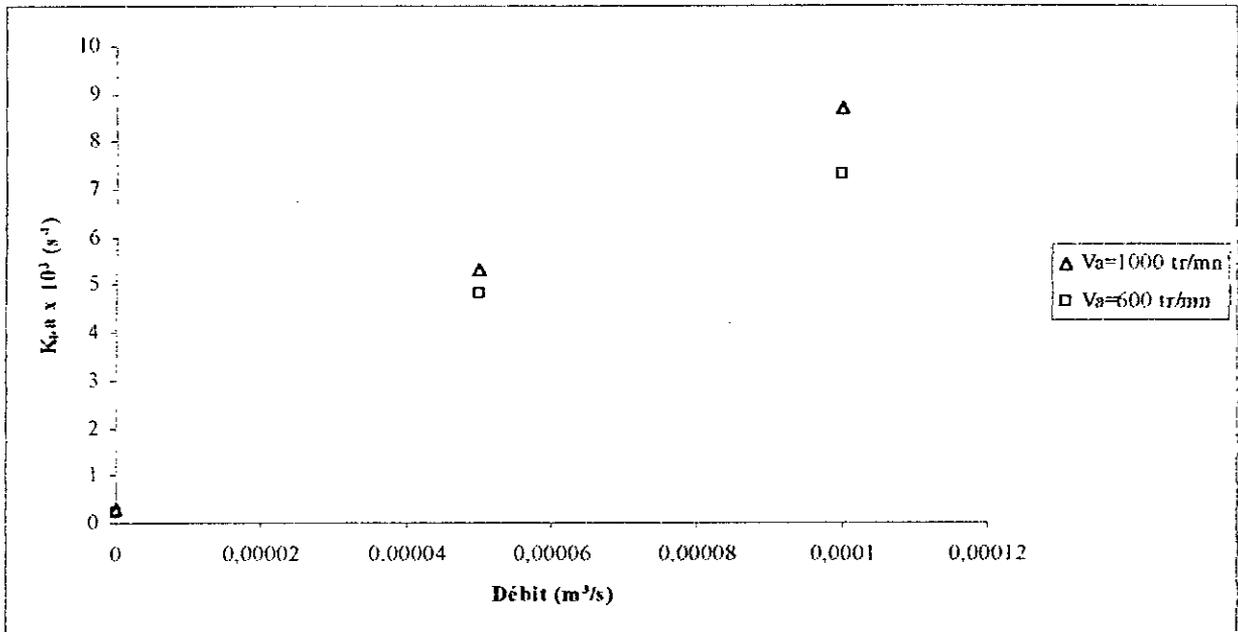


Fig.8: Evolution du  $k_{La}$  en fonction du débit d'aération

IV-2- INFLUENCE DE LA VITESSE D'AGITATION

L'agitation des particules a pour but de réduire la résistance au transfert, mais également de permettre le maintien des particules solides en suspension et d'éviter leur dépôt. Dans cette série d'expériences, nous avons fait varier la vitesse d'agitation mécanique en maintenant, à chaque fois, le débit constant et égal à  $5 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$ .

Nous avons dans un premier temps étudié l'évolution de la concentration en oxygène dissous en fonction du temps (voir fig.9), ensuite à partir du tracé de  $\ln [C^*/(C^*-C_L)]$  en fonction du temps, nous avons déterminé les différents coefficients de transfert. (fig.10) pour finalement étudier la variation du  $k_{La}$  en fonction de la vitesse d'agitation (fig.11). Les résultats de mesure du coefficient de transfert d'oxygène pour différentes vitesses et débit d'aération constant sont consignés dans le tableau n°14 et représentés par la figure 10.

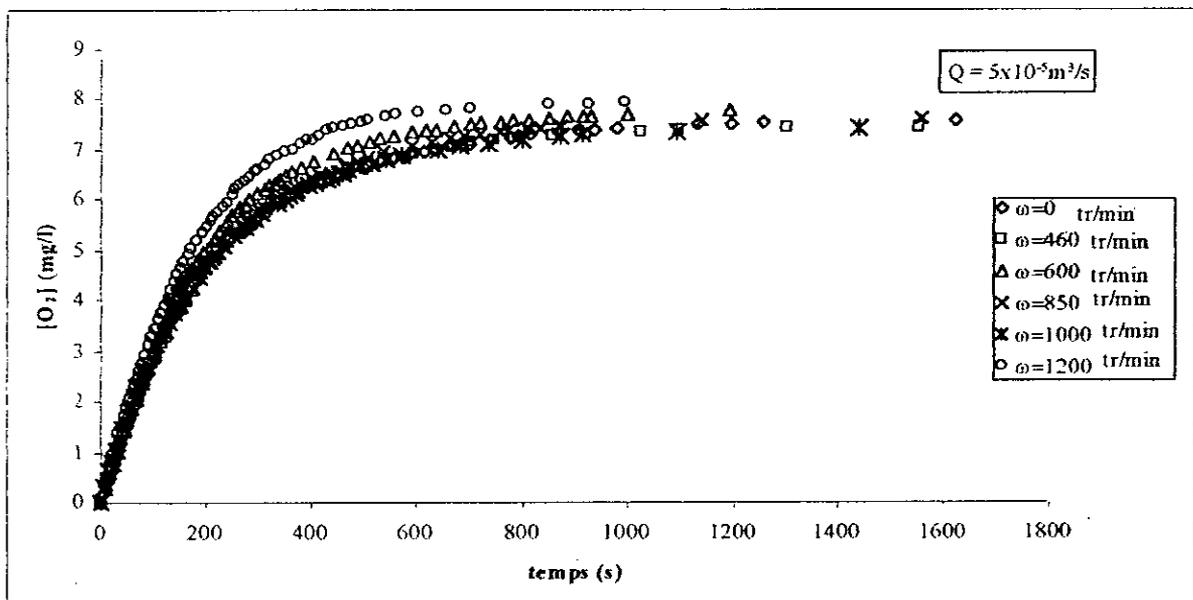
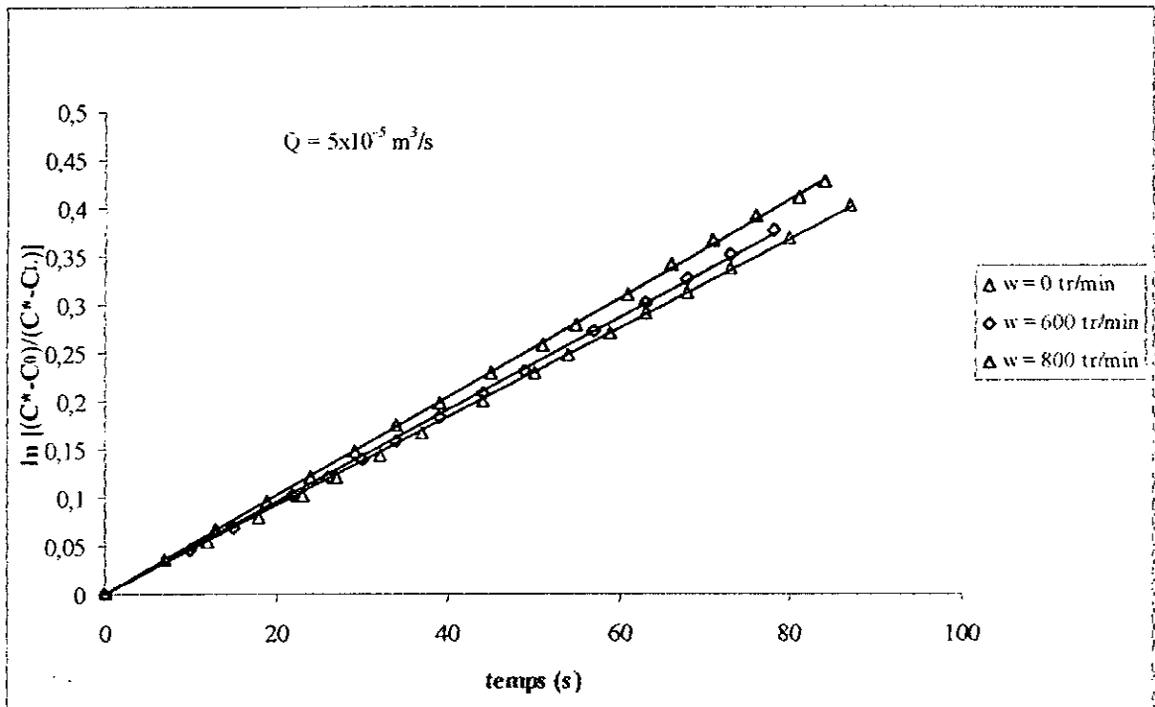
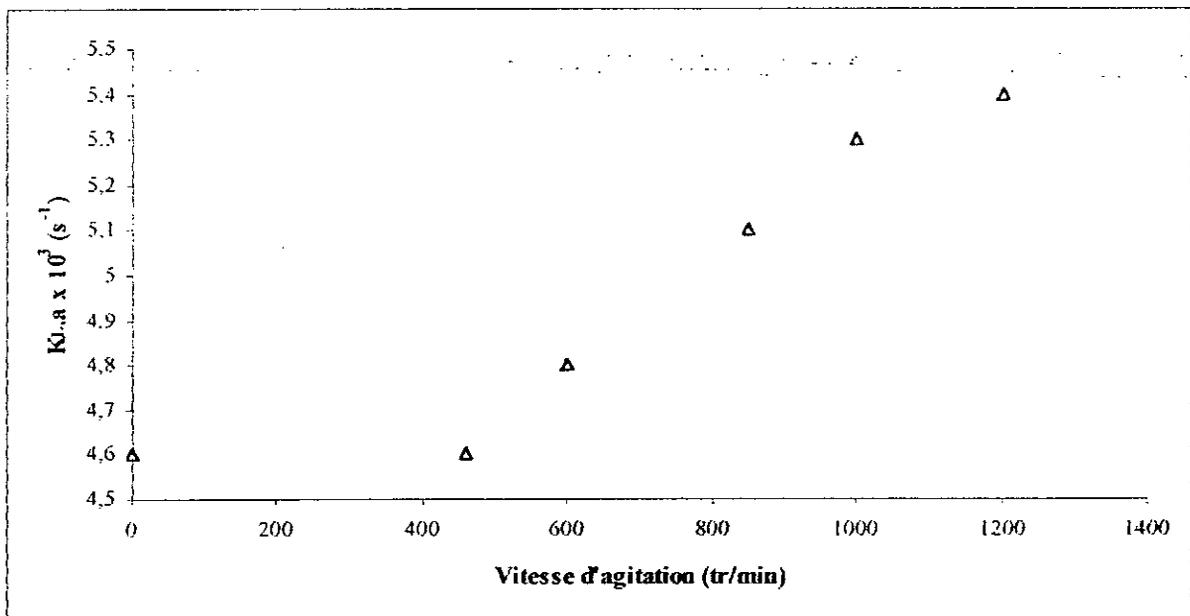


Fig.9 : Evolution de la concentration en oxygène pour différentes vitesses d'agitation et pour un débit constant de  $5 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$



**Fig.10:** Evolution de  $\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_1)]$  en fonction du temps pour un débit constant et différentes vitesse d'agitation



**Fig.11:** Evolution de  $k_{L,a}$  en fonction de la vitesse pour un débit constant de  $5 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$

La figure 11 montre une augmentation régulière du coefficient de transfert en fonction de la vitesse puis un ralentissement à partir de 1000 tr/min, de plus, à partir de cette vitesse il y a formation d'un vortex, phénomène à éviter car il peut détruire les amas de micro-organismes.

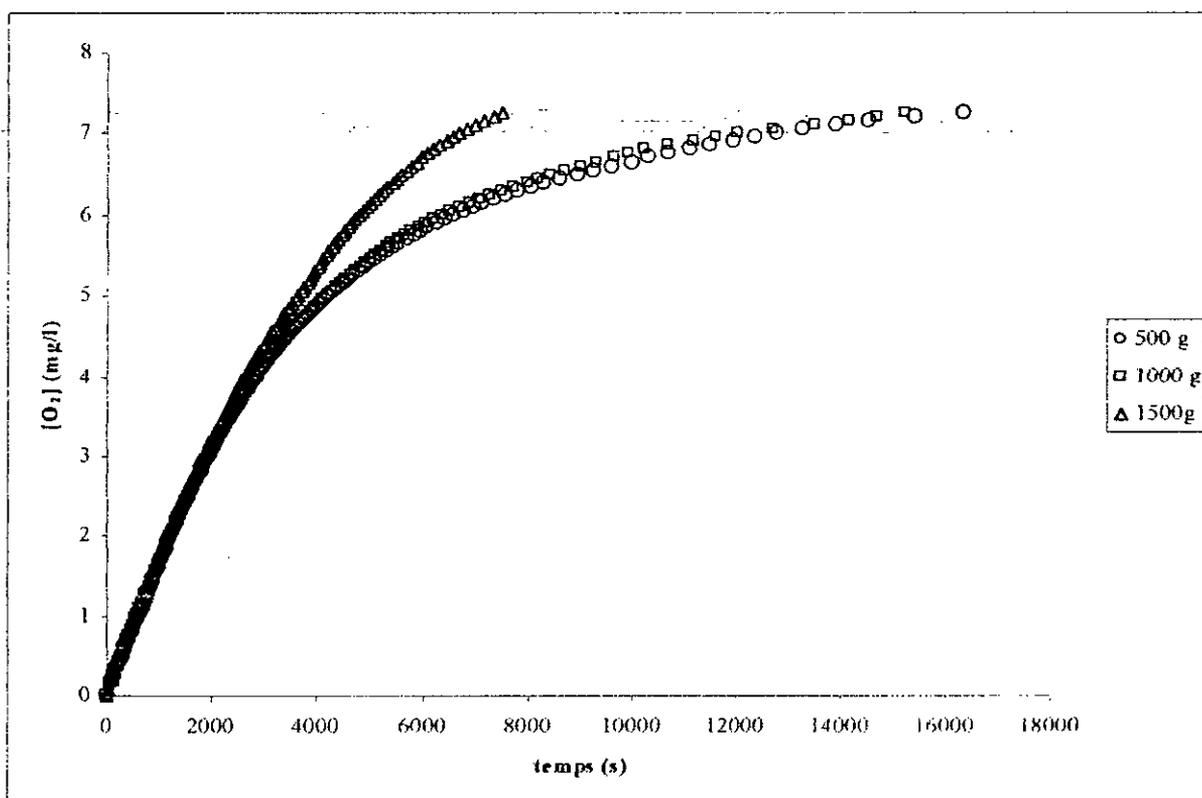
### IV-3- INFLUENCE DE LA PRÉSENCE DU SOLIDE SUR LE COEFFICIENT DE TRANSFERT

#### IV-3-1 INFLUENCE DE LA MASSE

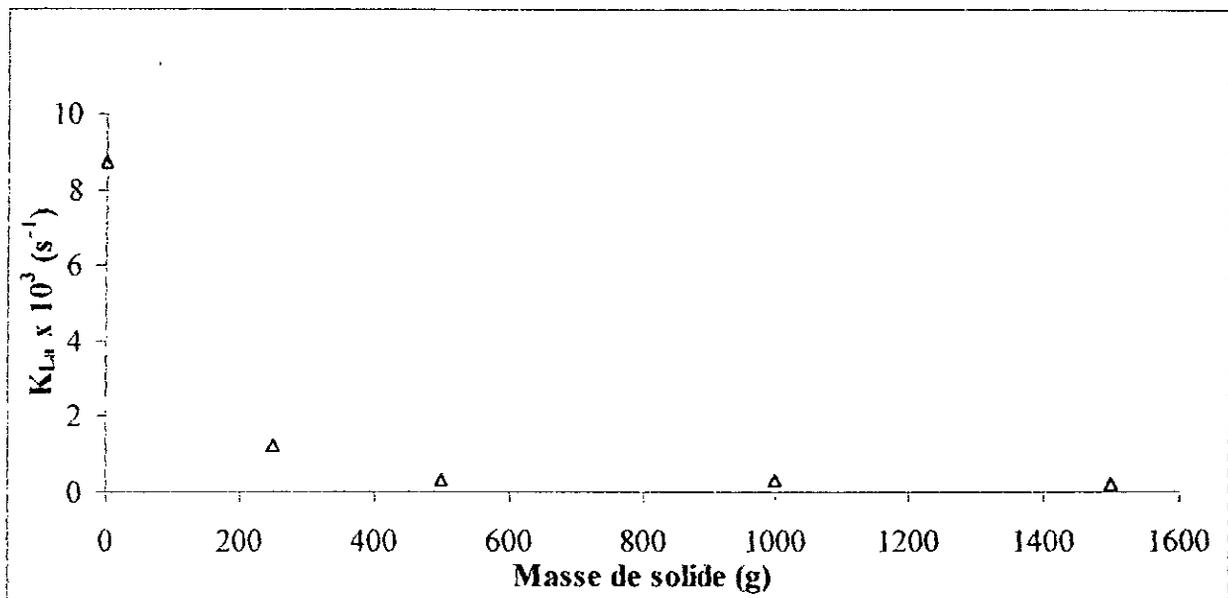
La plupart des études de transfert d'oxygène ont été consacrées surtout à l'étude des systèmes gaz-liquide, toutefois, la présence de solide agit surtout sur la rétention gazeuse en modifiant le comportement des bulles [24]. De plus la présence de particules solides, influence énormément la vitesse d'agitation du liquide, cette vitesse diminue par l'ajout de particules, ceci dû à l'augmentation de la masse volumique et de la viscosité de la suspension.

Nous avons, pour le vérifier, effectué une série d'expériences où nous avons fait varier la masse de solide dans le réacteur en maintenant, à chaque fois, le débit et la vitesse d'agitation constants. A partir du suivi de l'évolution de la concentration en oxygène dissous en fonction du temps (voir fig.12), nous avons déterminé les différents coefficients de transfert  $k_L a$  pour différentes masses de solide (Annexe 3 - Tableau N°13 et fig.13). Nous avons constatés une nette diminution du  $k_L a$  en augmentant les masses de sol introduites dans le réacteur.

La présence de solide affecte le transfert d'oxygène. L'introduction de solide dans le réacteur génère une nette diminution du transfert d'oxygène. Cette diminution est d'autant plus importante que la masse de solide est importante. Au-delà de 500 grammes, le coefficient de transfert est sensiblement constant.



**Fig.12 :** Evolution de la concentration en oxygène dissous pour différentes masses de sol introduites dans le réacteur à vitesse constante  $\omega = 1000$  tr/min et débit constant de  $1 \times 10^{-4}$   $m^3/s$



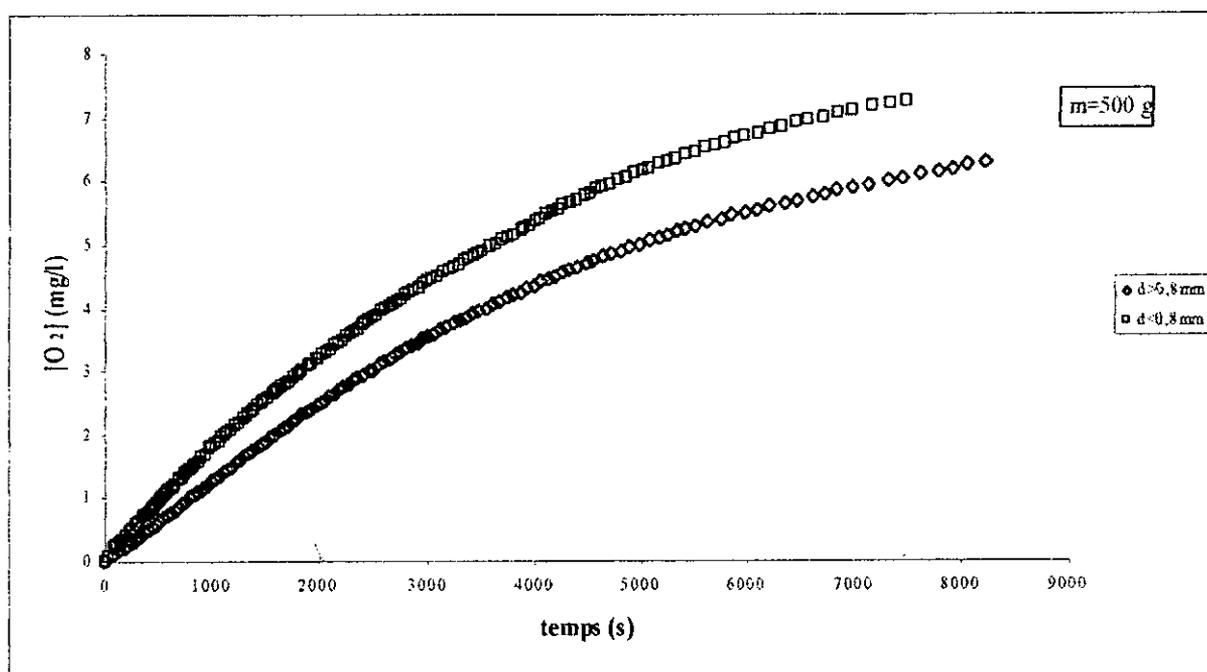
**Fig.13:** Evolution du  $k_{La}$  en fonction de la masse de sol introduite dans le réacteur

#### IV-3-2- INFLUENCE DE LA GRANULOMÉTRIE

La granulométrie du sol introduit dans le réacteur a une grande influence sur l'aire interfaciale. Le solide peut augmenter la coalescence des bulles en se comportant comme un fluide visqueux (généralement pour de faibles diamètres de particules), ou au contraire « casser » les bulles s'il dispose de l'inertie suffisante (cas des particules de gros diamètres) [25]. L'effet global sur le  $k_{La}$  est donc complexe et peut se résumer comme suit :

- Les particules très fines ( $<10 \mu m$ ) en faible concentration ( $<0,6 \%$ ) ou les particules très grosses ( $>2 mm$ ) en forte concentration ( $>10 \%$ ) ont tendance à augmenter la rétention gazeuse.
- Les particules de taille intermédiaire et en concentrations modérées ont pour effet de diminuer la rétention gazeuse et par conséquent le coefficient de transfert.

En ce qui concerne notre sol, nous avons essayé de mesurer l'influence de la granulométrie en mesurant l'oxygène dissous en fonction du temps pour deux granulométries différentes. Le premier échantillon de sol d'un diamètre harmonique de  $1750,04 \mu m$  et le second de  $432,88 \mu m$ , avec une masse de solide, une vitesse d'agitation et un débit constants (fig. 14). Il en ressort que dans le premier cas nous obtenons un  $k_{La}$  de  $0,2 \times 10^{-3} s^{-1}$  et dans le second un  $k_{La}$  de  $0,3 \times 10^{-3} s^{-1}$ . Ce résultat s'explique par le fait que les particules de notre sol ne dépassant pas les 2 mm (sol préalablement tamisé) et que les très petites particules ( $<10 \mu m$ ) sont en concentration relativement faible (voir distribution granulométrique tableau n°9), nous nous trouvons donc dans le deuxième cas décrit plus haut, c'est à dire des particules de taille intermédiaire et en concentration modérée, ce qui a pour effet de diminuer la rétention gazeuse et donc le coefficient de transfert.



**Fig.14 :** Evolution de la concentration en oxygène dissous pour différentes granulométries avec une masse de sol de 500g, une vitesse constante  $\omega = 1000$  tr/min et débit constant de  $1 \times 10^{-4}$  m<sup>3</sup>/s

## V- TRAITEMENT EN BIORÉACTEUR

Nous avons réalisé deux essais de traitements en bioréacteur agité triphasique.

- Un premier essai dans un réacteur agité, aéré, avec ajout d'éléments nutritifs (source d'azote et de phosphore) en présence d'une microflore constituée par les bactéries autochtones et un inoculum de 2% de souches adaptées au milieu (hydrocarbures).
- Un deuxième essai dans le même réacteur, avec les mêmes conditions opératoires hormis une valeur de 4 % de l'inoculum introduit.

L'inoculum a été préparé par l'introduction dans des tubes à essai contenant 5ml de bouillon nutritif, d'un gramme de notre sol pollué. Les tubes ont ensuite été incubés à 35°C pendant 24 heures. Nous avons par la suite injecté le contenu riche en micro-organismes de ces tubes dans le sol à traiter.

Un dosage quantitatif des hydrocarbures, de l'azote total, du COT, et du phosphore ainsi qu'un dénombrement des micro-organismes totaux, a été effectué à intervalles réguliers.

### V-1- OPTIMISATION DES PARAMÈTRES ENVIRONNEMENTAUX

Pour avoir un bon rendement d'élimination des hydrocarbures en bioréacteur, il est important de maîtriser les paramètres suivants : pH, température, pourcentage de sol dans le bioréacteur et la quantité des éléments nutritifs (azote, phosphore) à ajouter.

Nous nous sommes référés à la bibliographie pour la détermination de ces paramètres.

- Le pourcentage de sol adopté dans le bioréacteur est de l'ordre de 20 %. Certains auteurs [26] préconisent un pourcentage de solide entre 10 et 30 %.
- L'efficacité de la biodégradation des hydrocarbures est généralement plus élevée à un pH proche de 7 légèrement alcalin [27].
- Une très grande partie des micro-organismes adaptés aux hydrocarbures sont mésophiles (20°C à 40°C)
- Il ressort des résultats d'analyse du sol consignés dans le tableau N°11 que les teneurs en carbone organique rapportées à celle de l'azote et celles du phosphore sont très

élevées. Les rapports carbone – azote et carbone – phosphore sont respectivement de 43 et de 70700, alors que les valeurs du rapport optimal C/N/P données par la littérature sont de 120/10/1 [28] et [29].

Pour parer au déficit en azote et en phosphore nous avons introduits 3,2247g de  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  et 0,3244g de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  dans le réacteur pour ramener le rapport C/N/P à 120/10/1.

## V-2- LA COURBE DE CROISSANCE MICROBIENNE

### V-2-1- THÉORIE

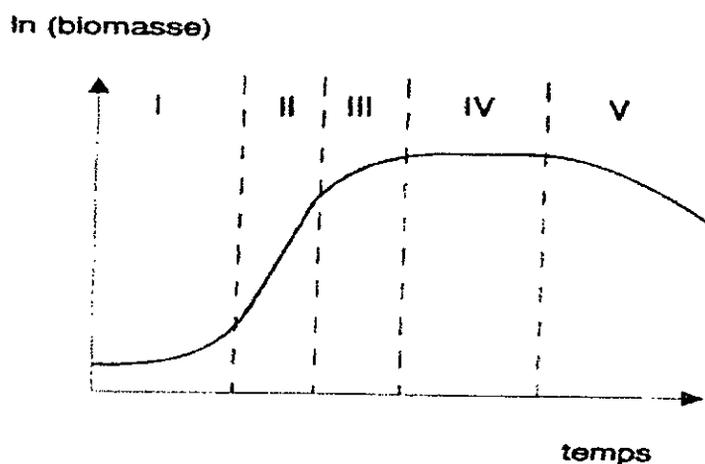


Fig.15 : phases de croissance microbienne

Après inoculation d'un milieu par une culture microbienne, il n'y a tout d'abord pas de croissance: c'est la **phase d'adaptation (I, "lag-phase")**. Puis s'ensuit une phase de croissance rapide, pouvant être décrite par une loi mathématique **exponentielle (II)**.

Cette phase se caractérise par l'absence de limitation due au manque de substrat. Lorsque la concentration d'un élément nutritif prépondérant devient limitante, la culture se retrouve en **phase de croissance décélérée (III)**. La diminution du taux de croissance peut également être due à l'apparition d'un produit toxique. La **phase stationnaire (IV)** est atteinte lorsque la vitesse de croissance est égale au taux de mortalité ou de lyse. La biomasse reste constante. Il s'ensuit une **phase de mortalité (V)** pendant laquelle le nombre de cellules diminue.

La vitesse de croissance spécifique, (kg de biomasse sèche formée par kg de biomasse sèche initiale et par seconde), est définie par l'équation différentielle suivante:

$$\mu = \frac{1}{[X]} \frac{d[X]}{dt} = \mu_{\max}$$

Où  $[X]$  représente la concentration de cellules (kg de biomasse sèche par m<sup>3</sup>) et t le temps (seconde).

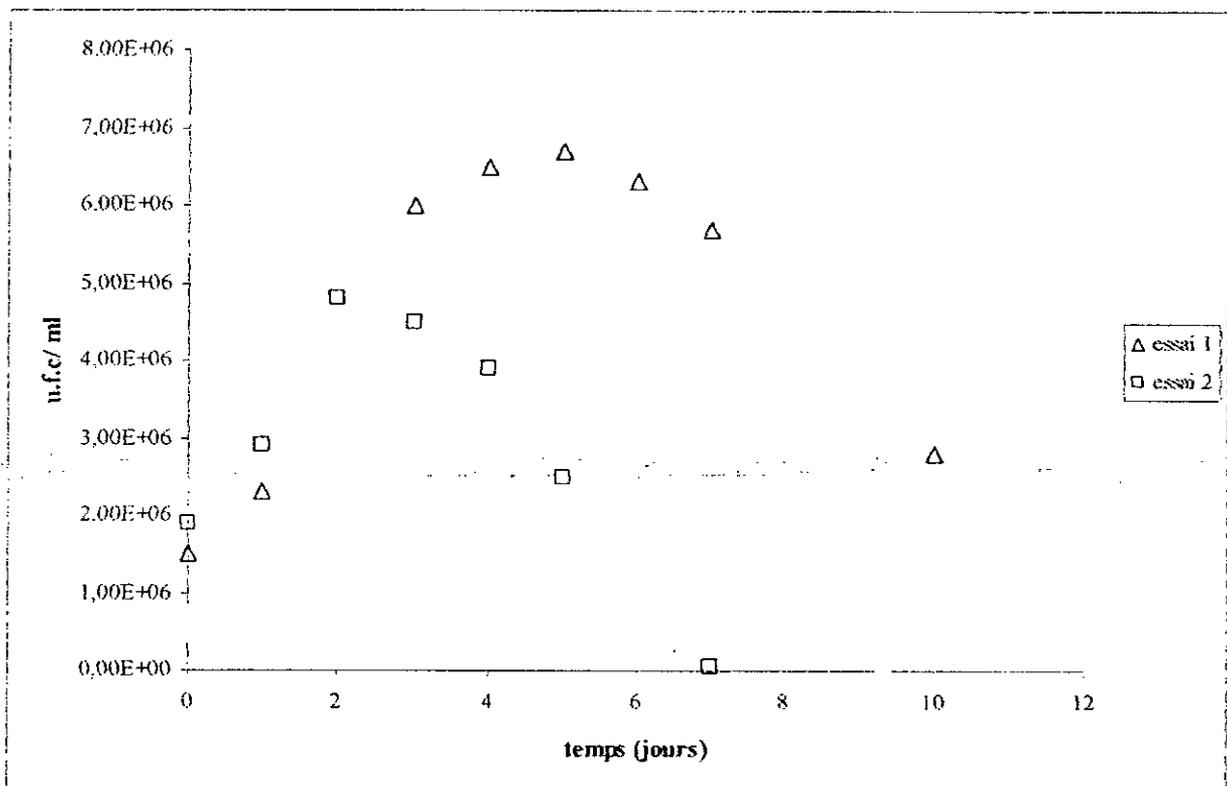
Lors de la phase exponentielle, la vitesse de croissance  $\mu$  est maximale et constante égale à  $\mu_{\max}$ .

### V-2-2- ÉVOLUTION DE LA CROISSANCE BACTÉRIENNE AU COURS DES DEUX ESSAIS

Nous avons suivi l'évolution de la croissance microbienne sur des échantillons prélevés du milieu réactionnel tant dans la phase liquide que dans la phase solide. Le suivi de

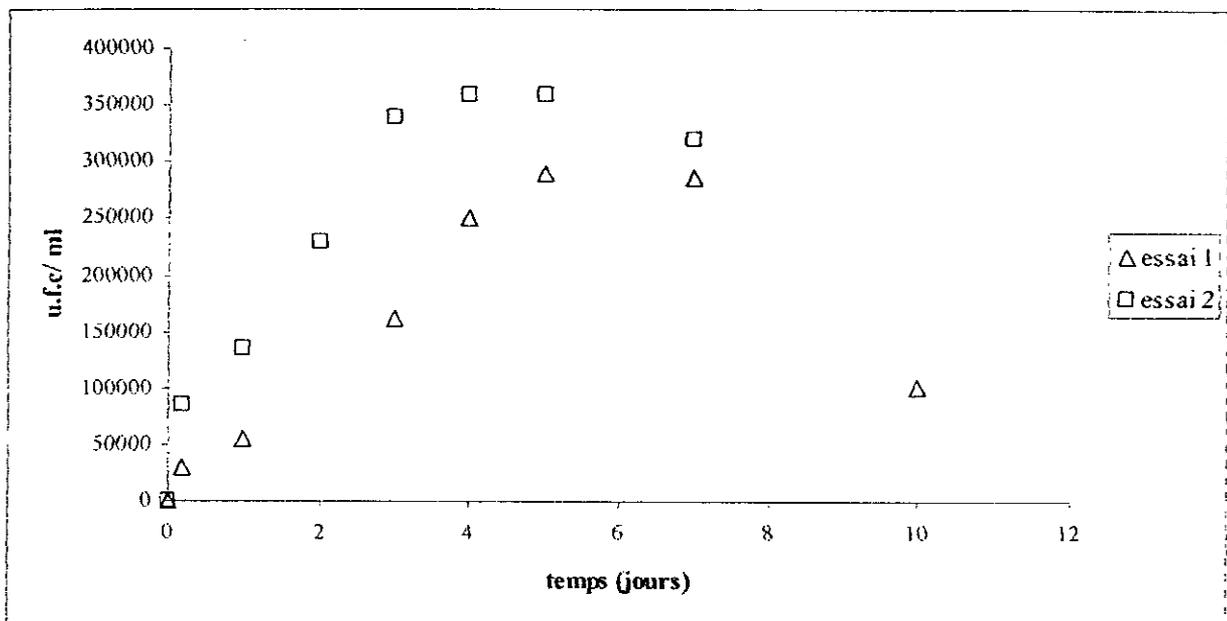
l'évolution de la microflore fixée sur les particules solides pour les deux essais (Fig. 16) révèle l'absence de phase de latence, qui s'explique par l'introduction d'un inoculum de souches déjà adaptées au milieu.

- **Phase solide :** Nous avons suivi l'évolution de la microflore fixée sur les particules solides pour les deux essais (représentée par la figure n°16) et qui montre une croissance exponentielle jusqu'aux alentours du quatrième jour pour les deux essais, puis une brève phase stationnaire de 2 jours pour le premier. Pour le second, par contre, la biomasse a rapidement décliné. Ceci, en plus des concentrations en micro-organismes relativement faible au cours des deux séries d'expériences, est probablement dû à un effet d'inhibition provoqué par les hydrocarbures aromatiques et poly-aromatiques (H.A.P) utilisés pour polluer le sol et réputés très toxiques.



**Fig.16 :** évolution de la croissance bactérienne dans la phase solide

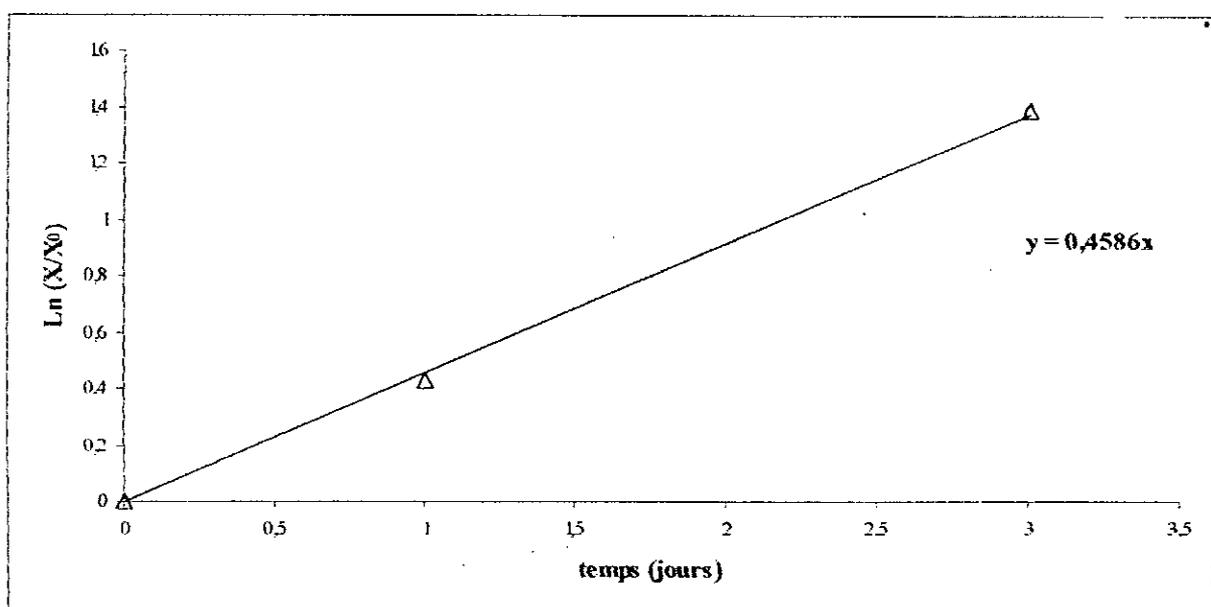
- **Phase liquide :** L'évolution de la biomasse en phase liquide présente à peu près le même schéma que pour la phase solide sauf que la concentration en micro-organismes au temps égal à zéro était nulle, la croissance n'a commencé qu'après un entraînement des micro-organismes du sol vers la phase liquide sous l'effet de l'agitation (voit fig.17), l'entraînement du substrat vers la phase liquide par lessivage ou par solubilisation et le passage des nutriments vers la phase liquide ayant permis la croissance microbienne. La faiblesse de la quantité de micro-organismes est provoquée par le même phénomène d'inhibition décrit plus haut.



**Fig.17** : évolution de la croissance bactérienne dans la phase liquide

### V-3- DÉTERMINATION DU TAUX DE CROISSANCE MAXIMUM AU COURS DES DEUX ESSAIS

La détermination du taux de croissance maximum (lors de la phase exponentielle) en représentation semi-logarithmique (fig.18, 19, 20 et 21) nous a permis de comparer les vitesses de croissance bactérienne dans les deux réacteurs et dans les deux phases, liquide et solide. Il en ressort des valeurs très proches au cours des deux essais (0,45 pour les deux essais dans la phase solide). Ceci s'explique par les conditions opératoires identiques, la seule différence étant la quantité d'inoculum introduite au départ, ce qui n'influence pas le taux de croissance mais seulement la quantité de biomasse présente dans le réacteur en un temps donné.



**Fig.18** : Représentation de  $\ln(X/X_0)$  en fonction du temps pour l'essai 1 en phase solide

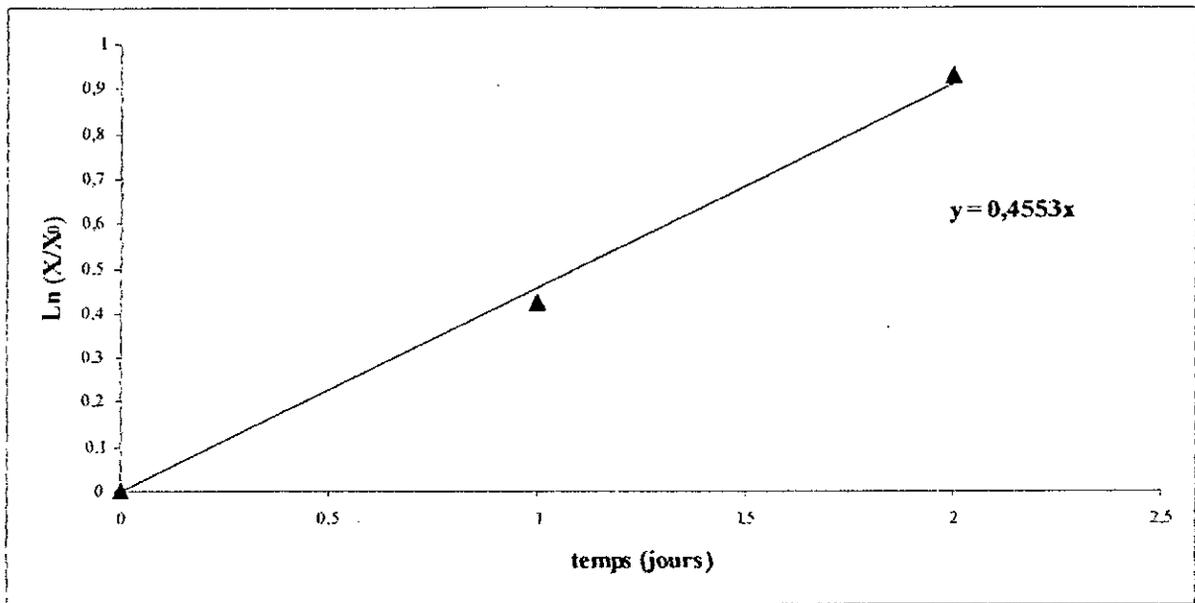


Fig.19 : Représentation de  $\ln(X/X_0)$  en fonction du temps pour l'essai 2 en phase solide

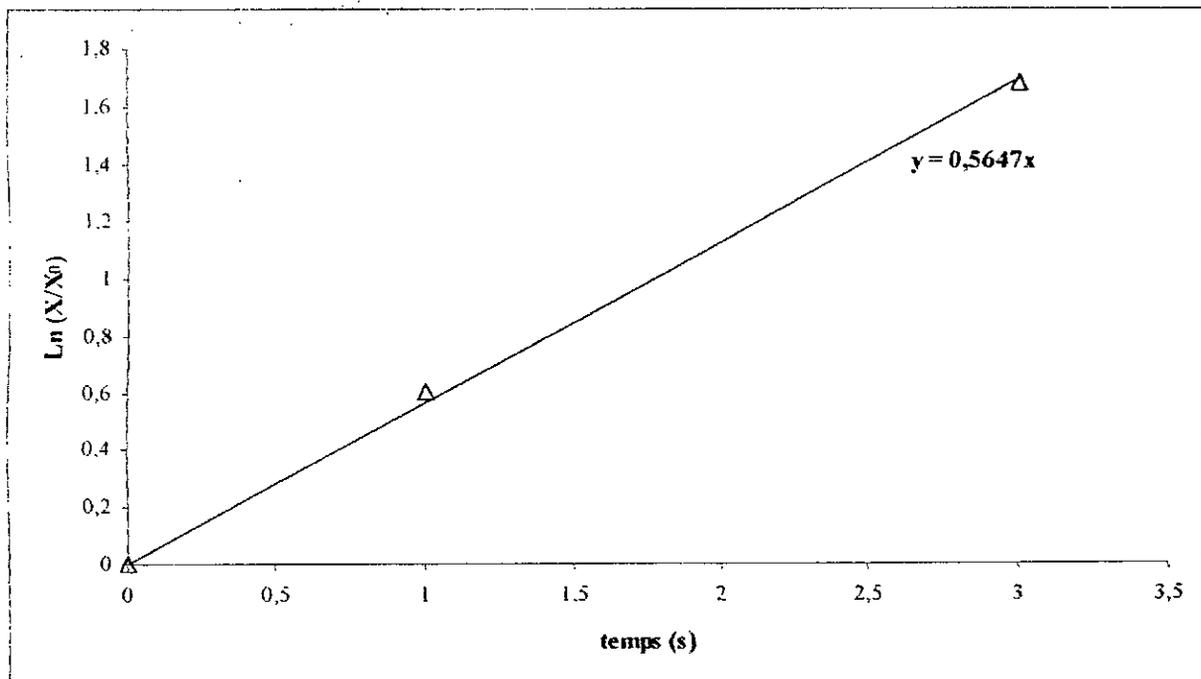
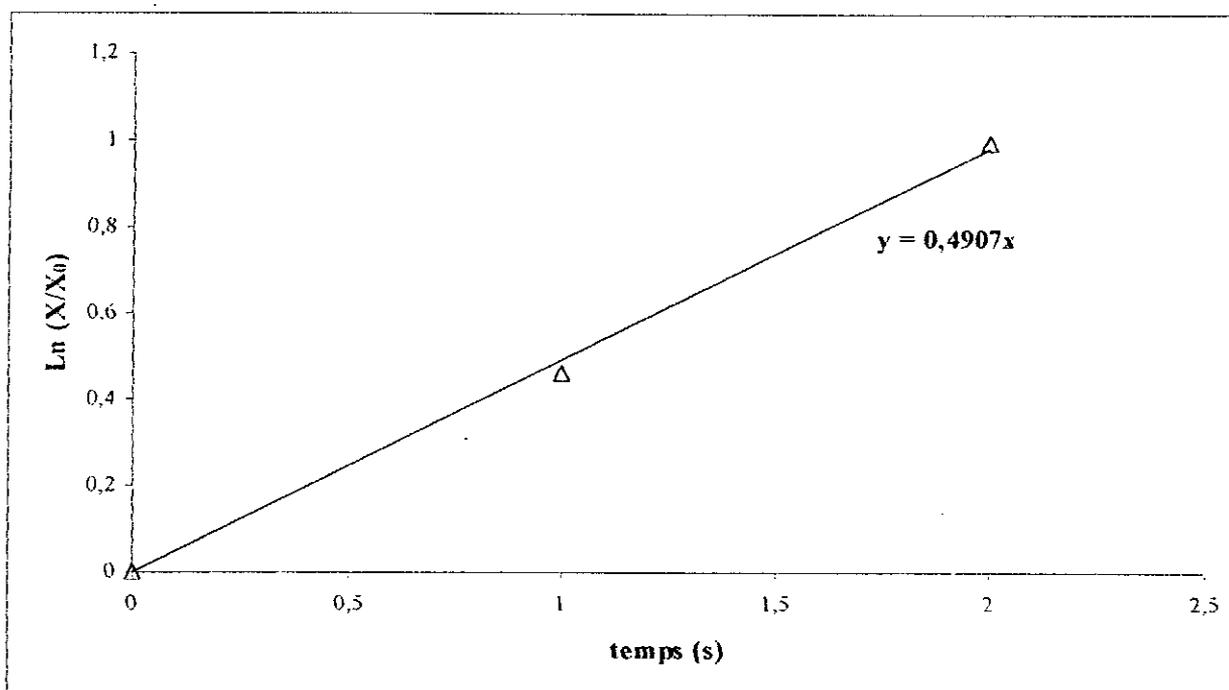


Fig.20 : Représentation de  $\ln(X/X_0)$  en fonction du temps pour l'essai 1 en phase liquide

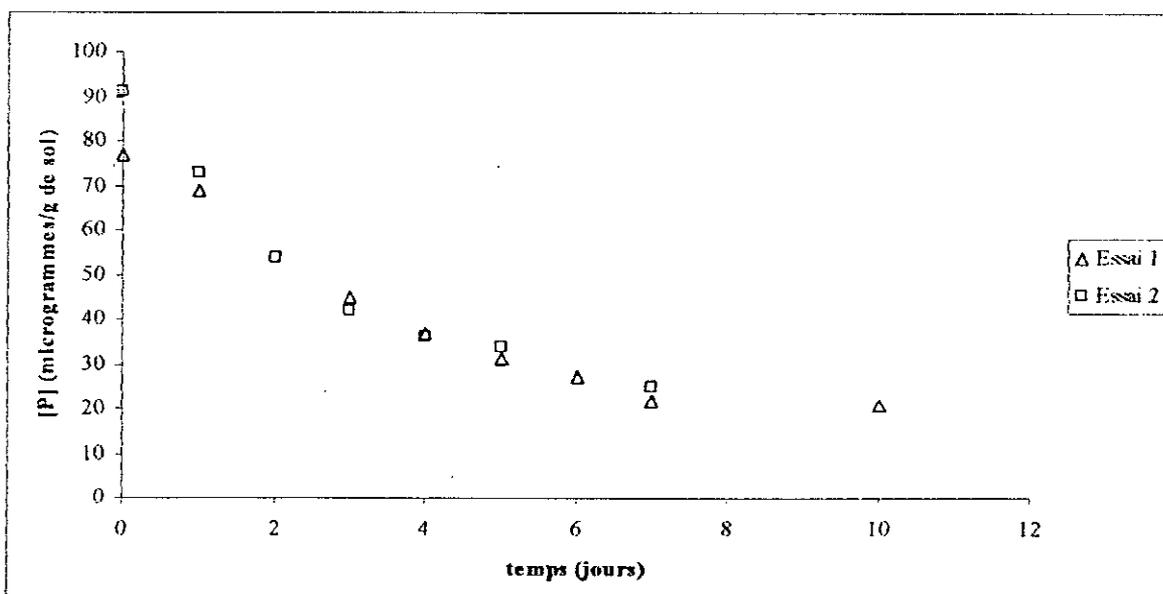


**Fig.21** : Représentation de  $\ln (X/X_0)$  en fonction du temps pour l'essai2 en phase liquide

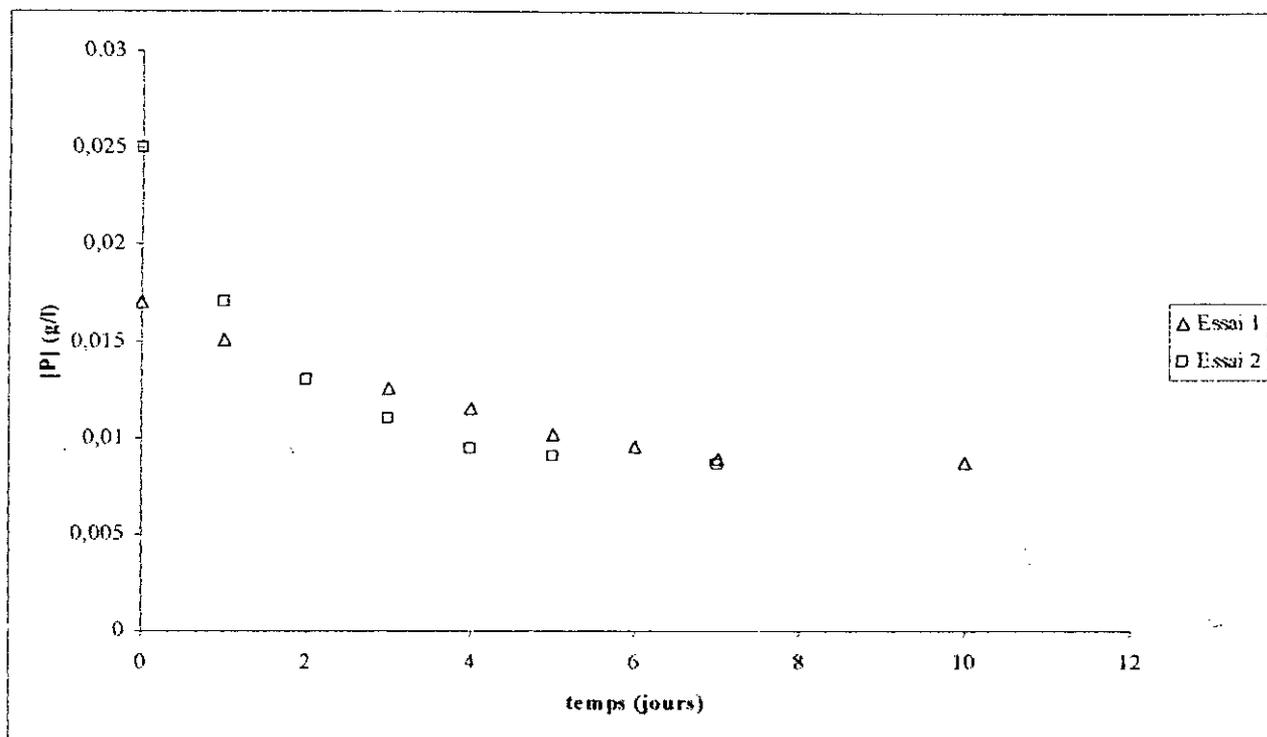
## V-2- EVOLUTION DE LA TENEUR EN PHOSPHORE

Le phosphore est important pour la croissance bactérienne, on le trouve dans certains acides nucléiques, phospholipides, nucléotides comme l'ATP, certaines protéines etc.

Nous avons suivi l'évolution du phosphore sur des échantillons prélevés du milieu réactionnel et dont on a séparé la phase liquide de la phase solide. Les résultats sont consignés dans les tableaux 16 et 17 de l'annexe 3 et représentés par les figures 22 et 23. Nous avons pu constater une nette diminution de la concentration, ceci s'explique par l'importance du phosphore dans le métabolisme bactérien notamment dans la production de l'énergie nécessaire aux micro-organismes (ATP).



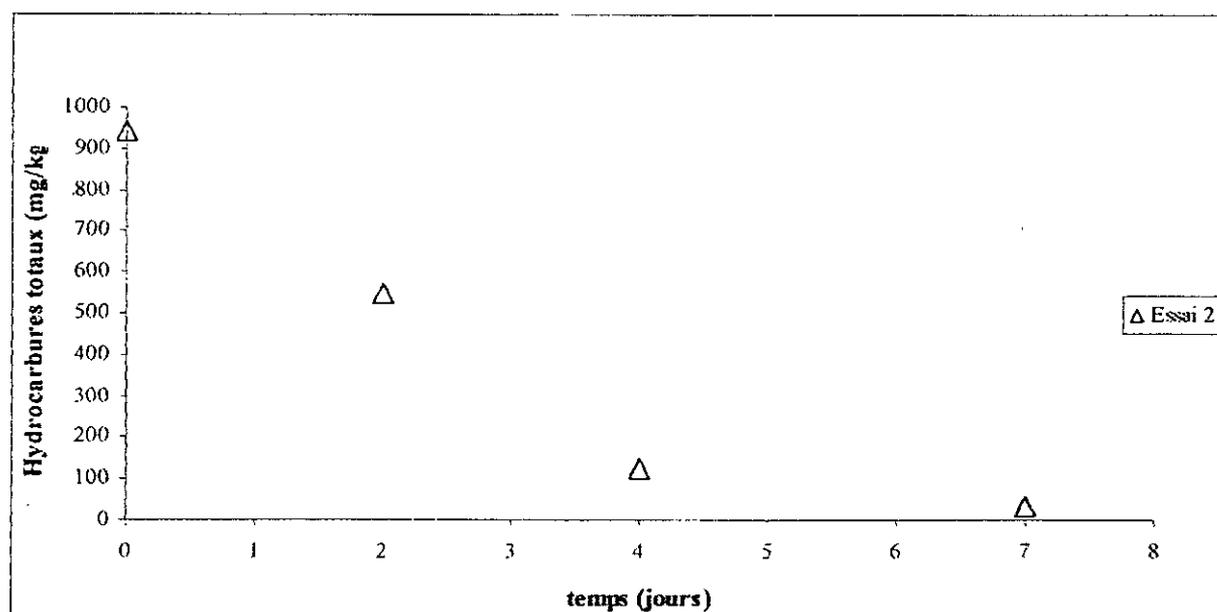
**Fig.22** : Evolution de la teneur en phosphore en phase solide



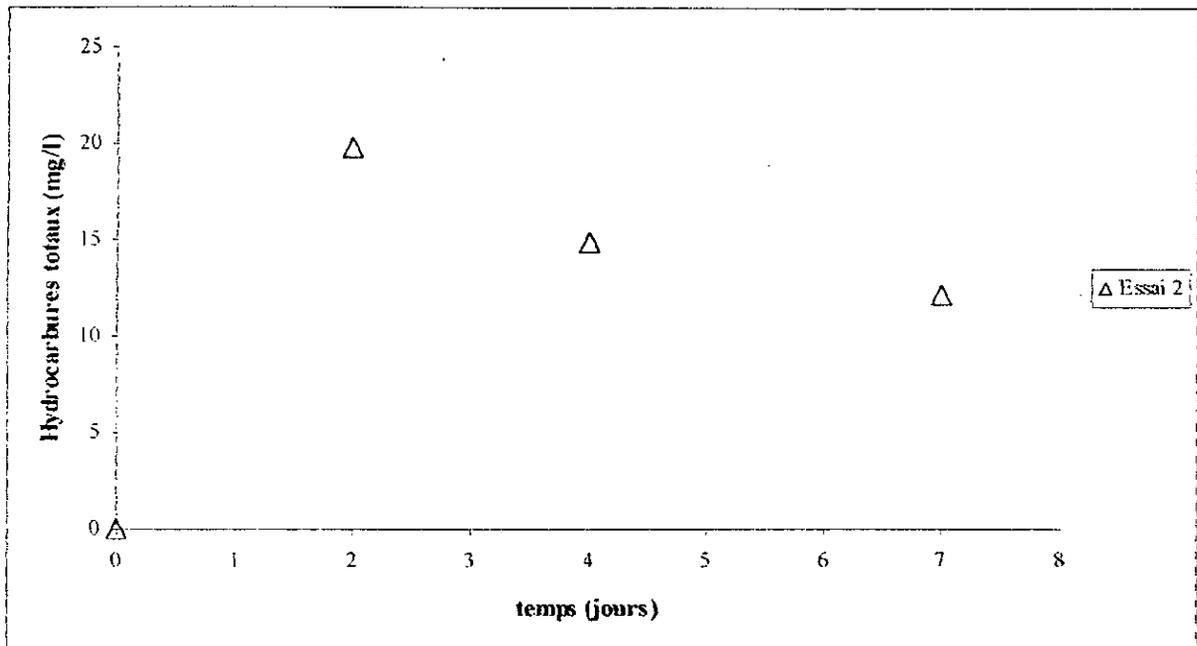
**Fig.23 :** Evolution de la teneur en phosphore en phase liquide

### V-3- EVOLUTION DE LA TENEUR EN HYDROCARBURES

Une partie des hydrocarbures présents dans le sol est entraînée dans la phase liquide du bioréacteur tandis qu'une autre partie reste liée aux particules de sol par les différents phénomènes de rétention, nous avons donc dosé ces hydrocarbures dans le sol et dans la phase liquide.



**Fig.24 :** Evolution de la teneur en Hydrocarbures totaux dans la phase solide



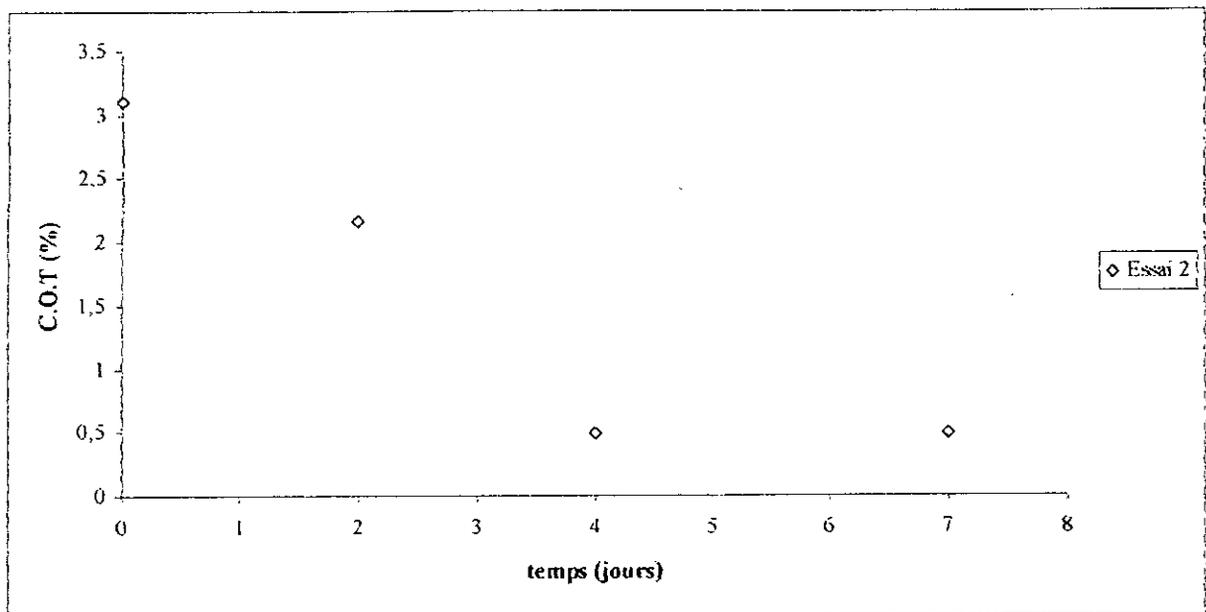
**Fig.25 :** Evolution de la teneur en Hydrocarbures totaux dans la phase liquide

- **Phase solide :** Le dosage des hydrocarbures totaux en phase solide montre une rapide diminution de leur concentration avec un rendement d'élimination de 96,4% en 7 jours (fig. 24). Cependant les quantités d'hydrocarbures mesurées étant très deçà de celle introduites au départ (4g/kg de sol) rendent impossible une conclusion concernant l'évolution de la concentration des hydrocarbures totaux dans le réacteur.
- **Phase liquide :** La diminution des hydrocarbures totaux dans la phase liquide est moins rapide que dans la phase solide (voir fig.25), ceci peut s'expliquer par le re-largage continu des hydrocarbures du sol dans l'eau du réacteur.

#### V-4- EVOLUTION DU CARBONE ORGANIQUE TOTAL

Le suivi de l'évolution du carbone organique total est très important dans toute opération de dégradation biologique de substances carbonées car il permet d'établir, à chaque instant, la valeur du rapport C/N/P et de le corriger si nécessaire par l'ajout de nutriments, dans le but de maintenir des conditions optimales de traitement.

Les résultats du dosage du carbone organique total (C.O.T) sont reportés dans le tableau 22 et la figure 26 et montrent une diminution continue jusqu'au quatrième jour avant la stabilisation autour d'une valeur de 0,492 % ce qui démontre un fort ralentissement de la dégradation biologique qui s'explique par le rôle de facteur limitant joué par le substrat qui tend à l'épuisement.



**Fig.26** : Evolution du carbone organique total dans la phase solide

Conclusion

## Conclusion

L'objectif de ce travail est l'étude de la décontamination par voie biologique d'un sol pollué par les hydrocarbures.

Nous avons tenté d'établir le rapport temps/efficacité de cette méthode pour pouvoir comparer avec les résultats fournis par différents auteurs pour d'autres procédés de traitement et éventuellement confirmer l'intérêt croissant porté à ce type de technologies « propres » et relativement peu coûteuses.

La première partie de cette étude a consisté à déterminer les paramètres hydrodynamiques (débit d'air et vitesse d'agitation) optimaux pour notre installation expérimentale, afin de favoriser tous les phénomènes de transfert de matière et par conséquent la dégradation proprement dite.

Cette série d'expériences nous a permis de choisir la vitesse d'agitation de 1000 tr/min dans la gamme dont nous disposions et de fixer le débit à  $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$  pour obtenir un coefficient de transfert maximal de  $8,7 \times 10^{-3} \text{ s}^{-1}$ .

Dans la seconde étape, une optimisation des paramètres environnementaux tels que le pH, la température, le pourcentage de sol, sa granulométrie et la dose d'éléments nutritifs à introduire pour obtenir un rapport C/N/P optimal, a été réalisée.

Nous avons réalisé deux essais de traitement en bioréacteur, pour pouvoir comparer l'efficacité de la dégradation selon qu'on ajoute aux souches autochtones du sol un inoculum de 2% ou bien de 4% de souches adaptées au milieu.

A la fin du traitement, il est possible de séparer le sol de la phase liquide par décantation, déshydratation, etc.

Nous n'avons pu suivre l'évolution de la concentration en hydrocarbures que pour le deuxième essai au cours duquel nous avons obtenu rendement d'élimination de 96,4% en 7 jours dans la phase solide, il nous est donc impossible de conclure sur l'influence de la taille de l'inoculum sur la dégradation des hydrocarbures et l'absence de normes relatives aux hydrocarbures totaux dans le sol ne permet pas d'établir si les concentrations résiduelles sont acceptables ou non. Une analyse quantitative et qualitative de chaque composé hydrocarboné, permettra de comparer avec les normes existantes.

Pour ce qui est de la phase liquide, nous sommes parvenu, en fin de traitement à une concentration en hydrocarbures de 12,18 mg/l en dessous de la norme de rejet fixée à 20 mg/l par la loi n°93-160.

*Références  
bibliographiques*

**Références bibliographiques**

[1] : M. Bonneau et B. Souchier

« Pédologie : 2 - Constituants et propriétés du sol » Editions Masson, Paris 1979, 459 p.

[2] : P. H. Duchaufour

« Pédogenèse et classification » Editions Masson, Paris 1977

[3] : A. Bruand

« Constitution, structure et porosité des sols », université d'Orléans – Ecole supérieure de l'énergie et des matériaux, 1996

[4] : A. Burges

« Micro-organisms in the soil » Hutchinson & Co. (Publishers), Ltd., Londres 1958

[5] : A.J. Drapeau et S. Jankovic

« Manuel de microbiologie de l'environnement » Genève, OMS 1977

[6] : Y. Dommergues

« La biologie des sols », Collection « que sais-je », Presses universitaires de France, Paris 1968

[7] : M. Alexander

« Introduction to Soil Microbiology », John Wiley & Sons, Inc., New York 1967

[8] : C. Mougin, V. Chaplain et Paul Gaillardon

« Le traitement biologique des sols pollués par des composés organiques » Le courrier de l'environnement n°28, août 1996

[9] : F. Karg

« Décontamination des sols : les bactéries nettoyeuses » réseau, mai 2000, n°166

[10] : A. Wild

« soils and the environment » Cambridge university press, 1993

[11] : J.M. Destribats, E. Prez, B. Soyez

« La dépollution des sols en place - Techniques et exemples » Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, 1994

[12] : P. Lecomte

« Les sites pollués : traitement des sols et des eaux souterraines » édition technique et documentaire - Lavoisier 1995

[13] : C. Gatellier

« Protection de l'environnement dans le milieu industriel » technique de l'ingénieur, 1992, A8652-7

[14] : F. Monot

« Les pollutions pétrolières » Département de Microbiologie, Institut Français du Pétrole, 1990.

[15] : L. Deschênes

« Devenir des contaminants » Chaire industrielle CSRNG 1999

[16] : J. Bone et F. Zaddoun

« Sécurité » publication de l'IFP, édition techni, 1990

[17] : L. Sohier et R. Mercier

« La bioremédiation et ses applications » Le Courrier de l'environnement n°28, août 1996

[18] : M. J-P. Pelletier

« Biodégradation en piles » fiche technologique F1-05-95, Enviro-Accès 25/01/2000

[19] : U.S EPA

« Bioremediation of contaminated surface soil », environmental research laboratory, EPA/600/90-89/073. Ada, Ok.

[20] : R. Scriban

« Biotechnologies » édition Lavoisier, 4<sup>ème</sup> édition, 1994

[21] : S. Destombes

« Coûts des différentes techniques de dépollution », dossiers environnement CCI Amiens

[22] : P. V. Danckwerts

« Significance of liquid-film coefficients in gas absorption » Ind. Eng. Chem., 43:1460, 1951

[23] : W. G. Whitman

« Preliminary experimental confirmation of the two-film theory of gas absorption » Chem. Metall. Eng., 29:146--148, 1923

[24] : B.C. Smith et D.R. Skidmore

« Mass transfer phenomena in an airlift reactor: Effects of solids loading and temperature », Biotech. Bioeng., N°35, 1990, 438-491

[25] : L. Rideh

« Photodégradation d'une solution aqueuse de 2-chlorophénol en présence de TiO<sub>2</sub> Anatase », Thèse de doctorat, Université H. Poincaré Nancy, ENSIG-1997

[26] : P. Mc Canley et J. Glaser

« Slurry Bioreactors For Treatment Of Contaminated Soils, Sludgs and Sediments », Seminars: Bioremediation of hazardous wastes, sites pratical approaches to implementation, EPA 625/K-96/001, 1996.

[27] : U.S EPA 1995

« Manual principales and paractises of bioventing, bioventing principales », Vol.I, EPA 15401/R-95/534a, Washington, 1995

[28] : U.S EPA 1995

« Bioremediation in the field search system (BFSS) database », user documentation EPA/540/r-95/508A, Office of Research and development

[29] : U.S EPA 1989

« Bioremediation of contaminated surface soils », environemental research laboratory, EPA/600/9-89/073, Ada, Ok

Annexe 1

Tableau N°7 : Avantages et inconvénients des principales méthodes de traitement

Type	Méthode	Cible	Avantages	Inconvénients
Evacuation	Excavation Mise en décharge	Matériaux solides	Simple, rapide, radicale	Transport, étendue pollution possible
	Pompage	Phase libre, pure dans la nappe	Très efficace si mise en oeuvre rapidement	Dispersion possible du polluant
	Venting	Produits volatiles, hydrocarbures légers	Traite des milieux peu favorables	Dispersion possible du polluant
Piégeages	Confinement	Tout polluant	Radical	
	Stabilisation	Métaux lourds et solvants chlorés	Radical	
Chimiques	Lavage	Presque tous les polluants	Simple	Risque de dispersion
	Mobilisation	Presque tous types	Très simple	Gros risques de dispersion
	Réactions chimiques	Produits organiques	Très efficace	Risque de repollution
Thermiques	Incineration hors- site	Tous les polluants	Radical	
	Vitrification in- situ	Tous les polluants	Très stable dans le temps	Encore expérimental
Biologiques	Bioréacteur	Solides, eau, gaz	Simple	Excaver ou pomper
	Compostage, landfarming	Produits hydrocarbonés peu volatiles	Assez efficace	Rejets volatils et pollution possible
	Biopile	Produits volatiles	Efficace	Long
	Champignons	Produits hydrocarbures	Efficace	Stade expérimental
	Bioventing, biosparging	Produits volatiles	Très efficace	Fortes contraintes pour le sol

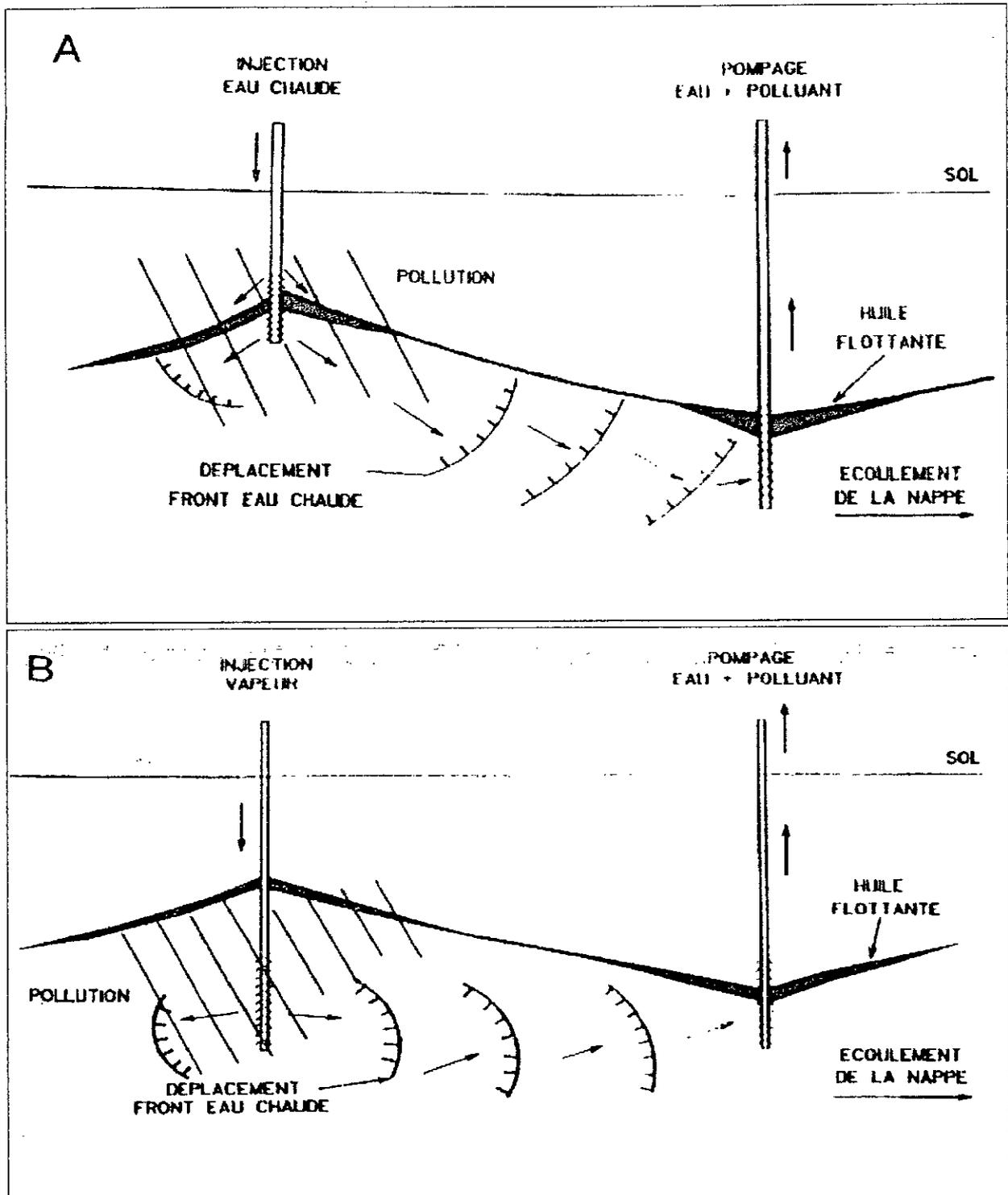


Fig.3 : Schéma d'entraînement in situ, à l'eau A, et à la vapeur B.

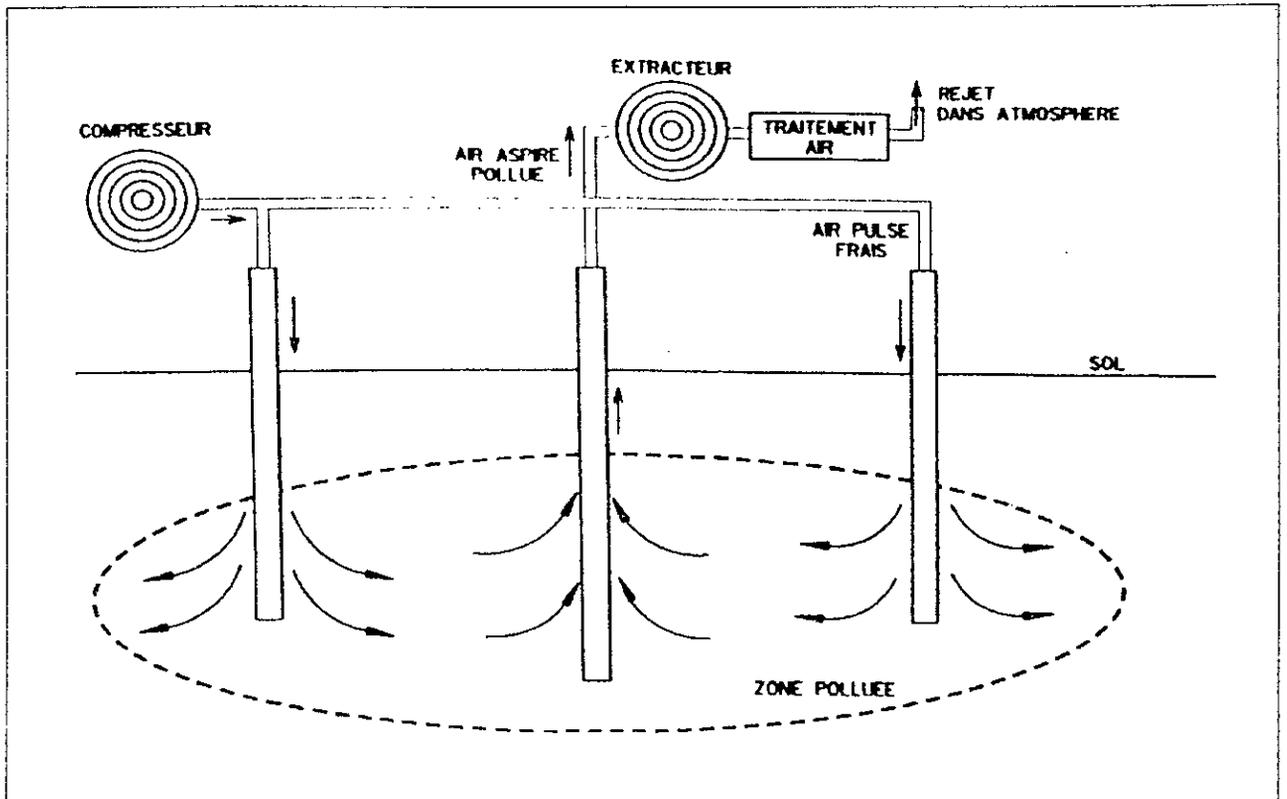


Fig.4 : Schéma de principe du venting.

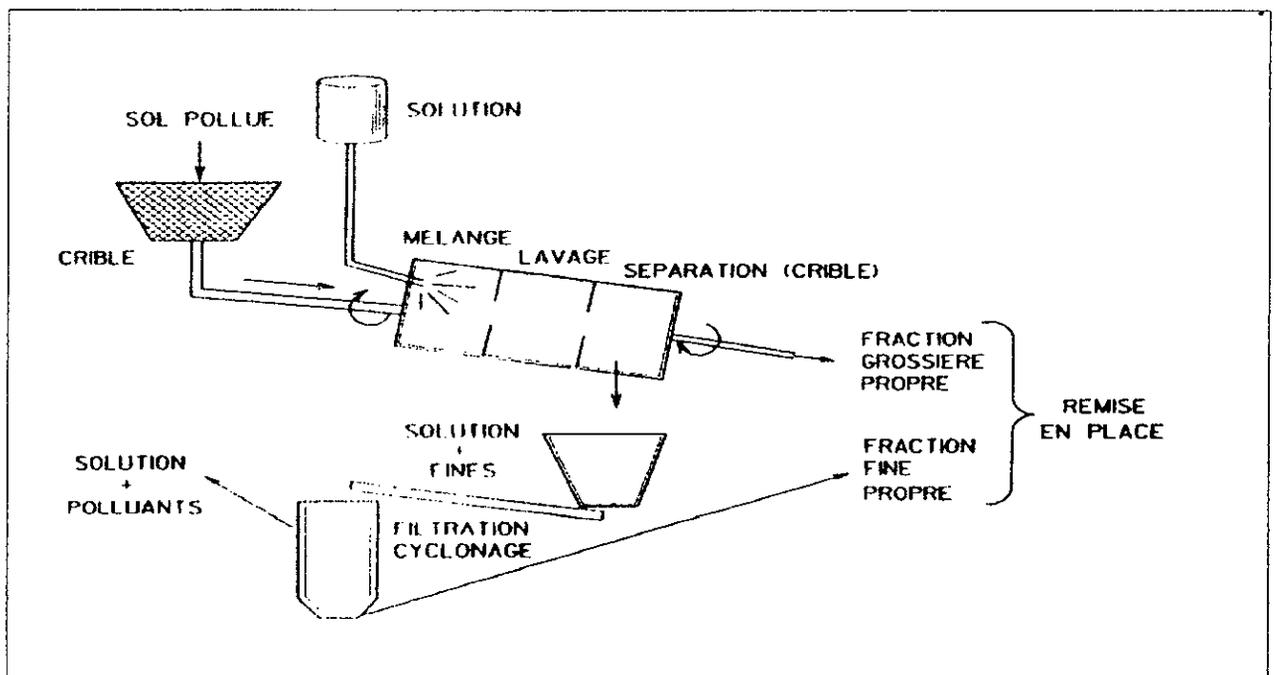


Fig.5 : Schéma de lavage de sol sur site

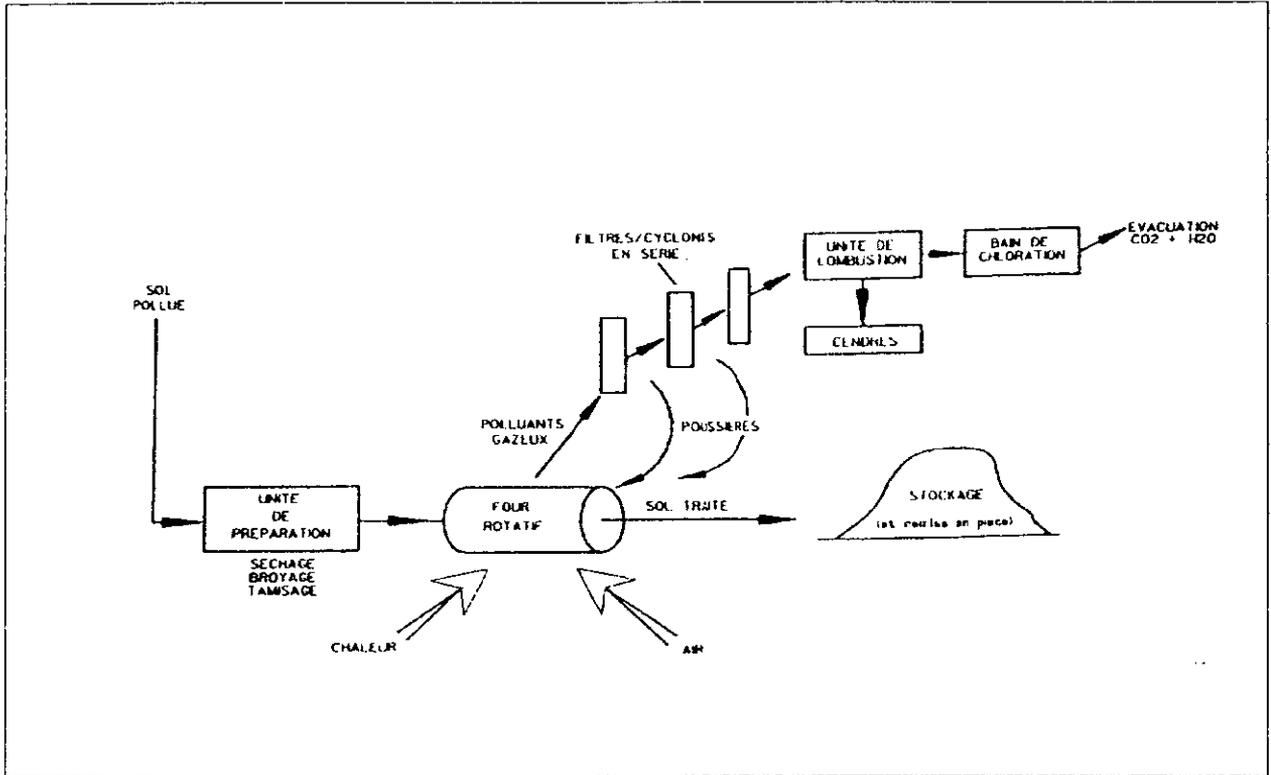


Fig.6 : Schéma d'incinération par four rotatif

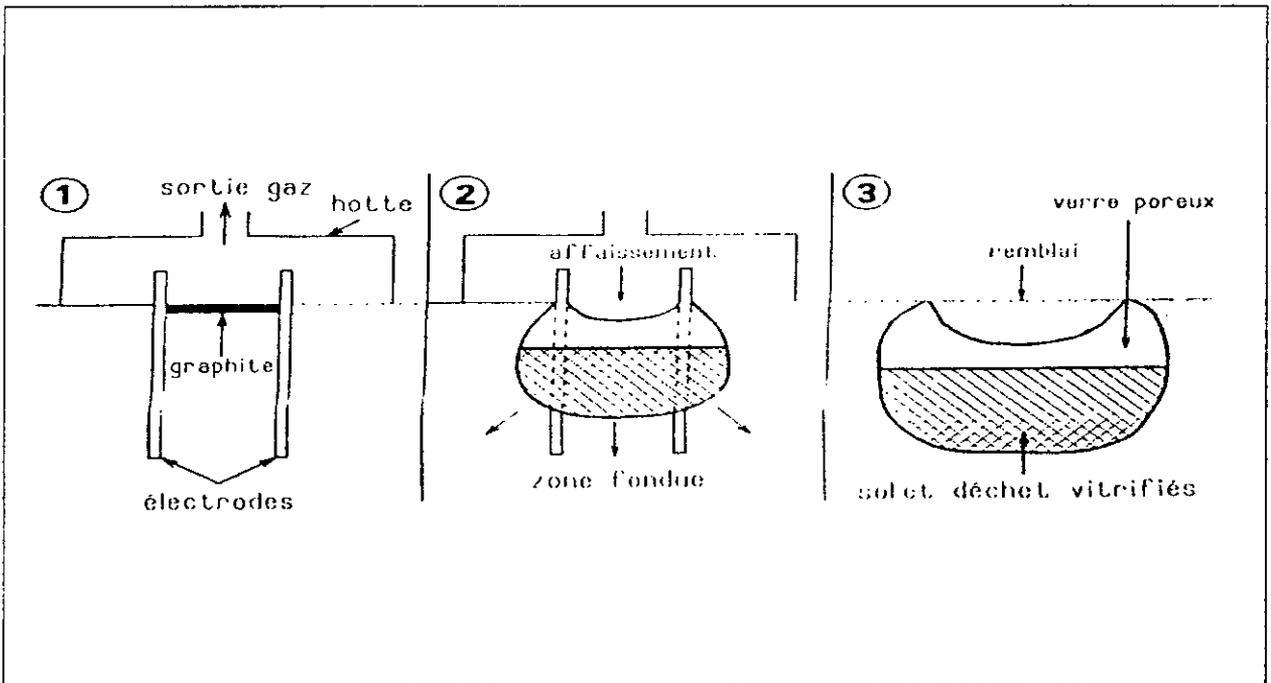


Fig.7 : Schéma de vitrification in situ

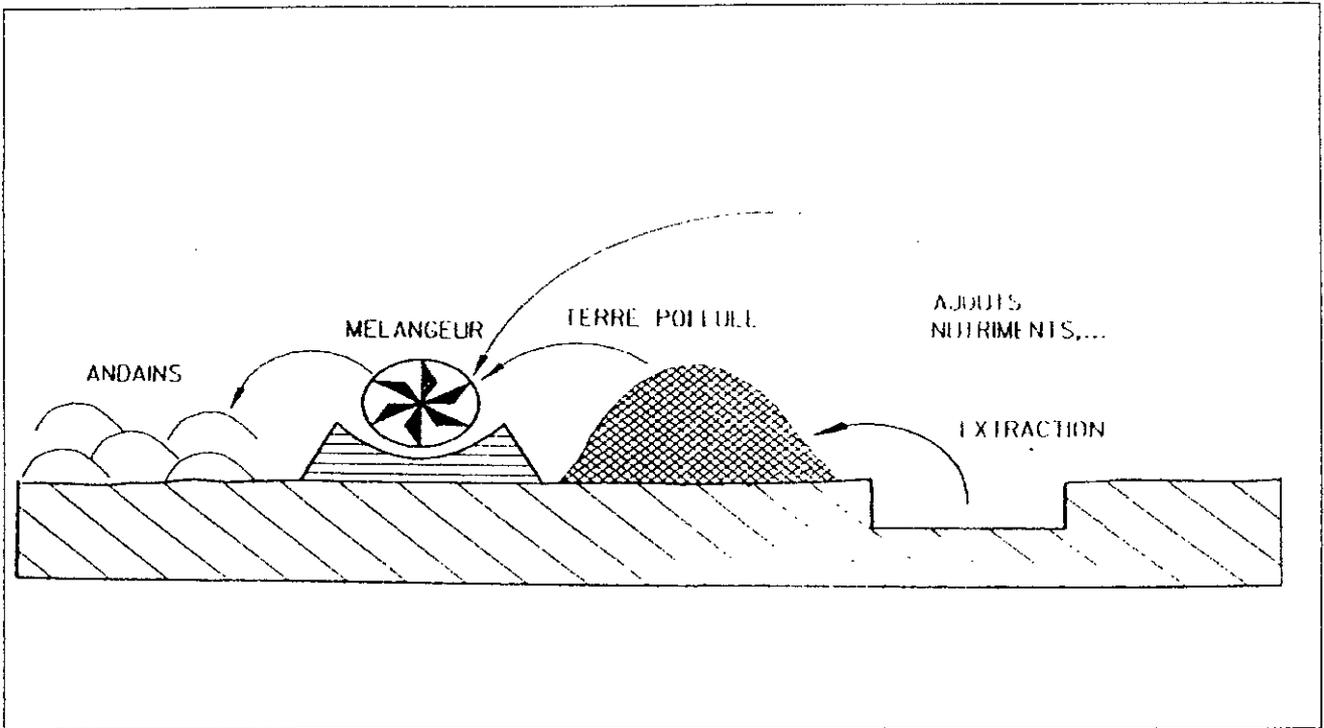


Fig.9 : Schéma du compostage

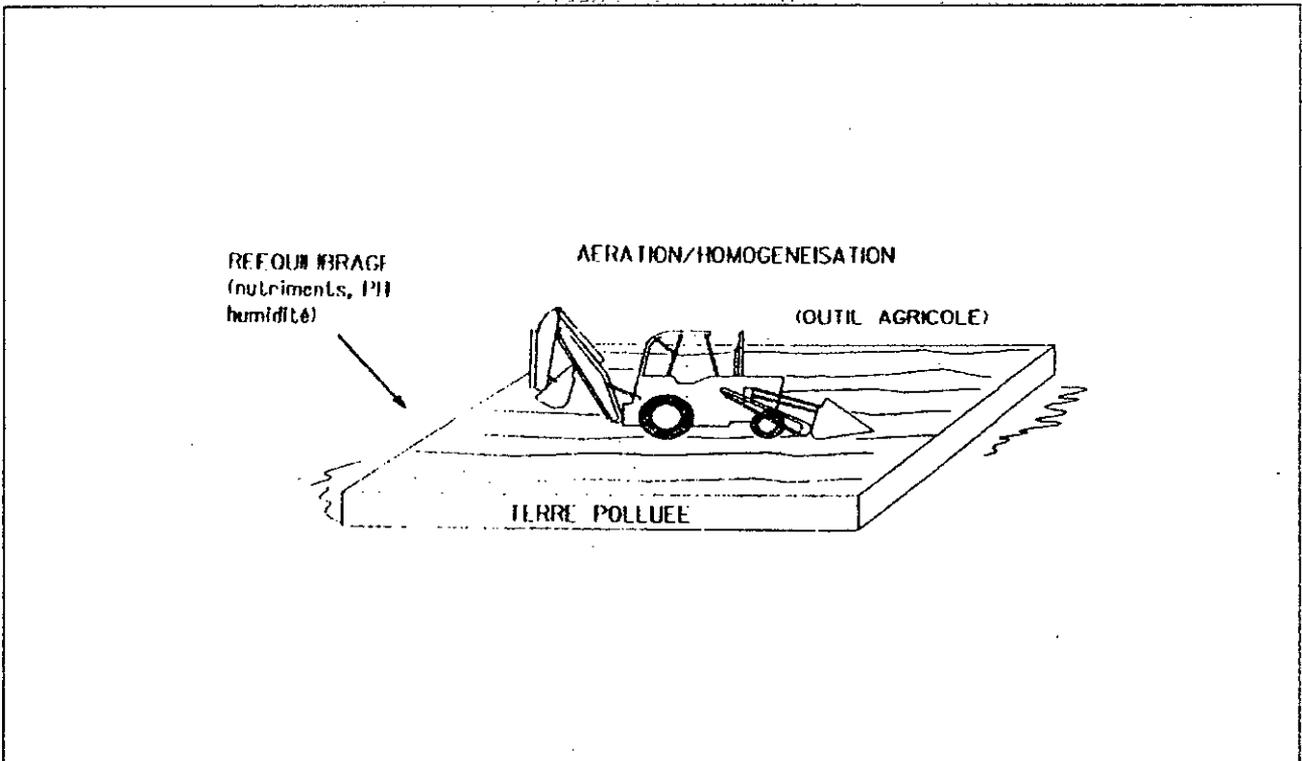


Fig.10 : Schéma de « land farming »

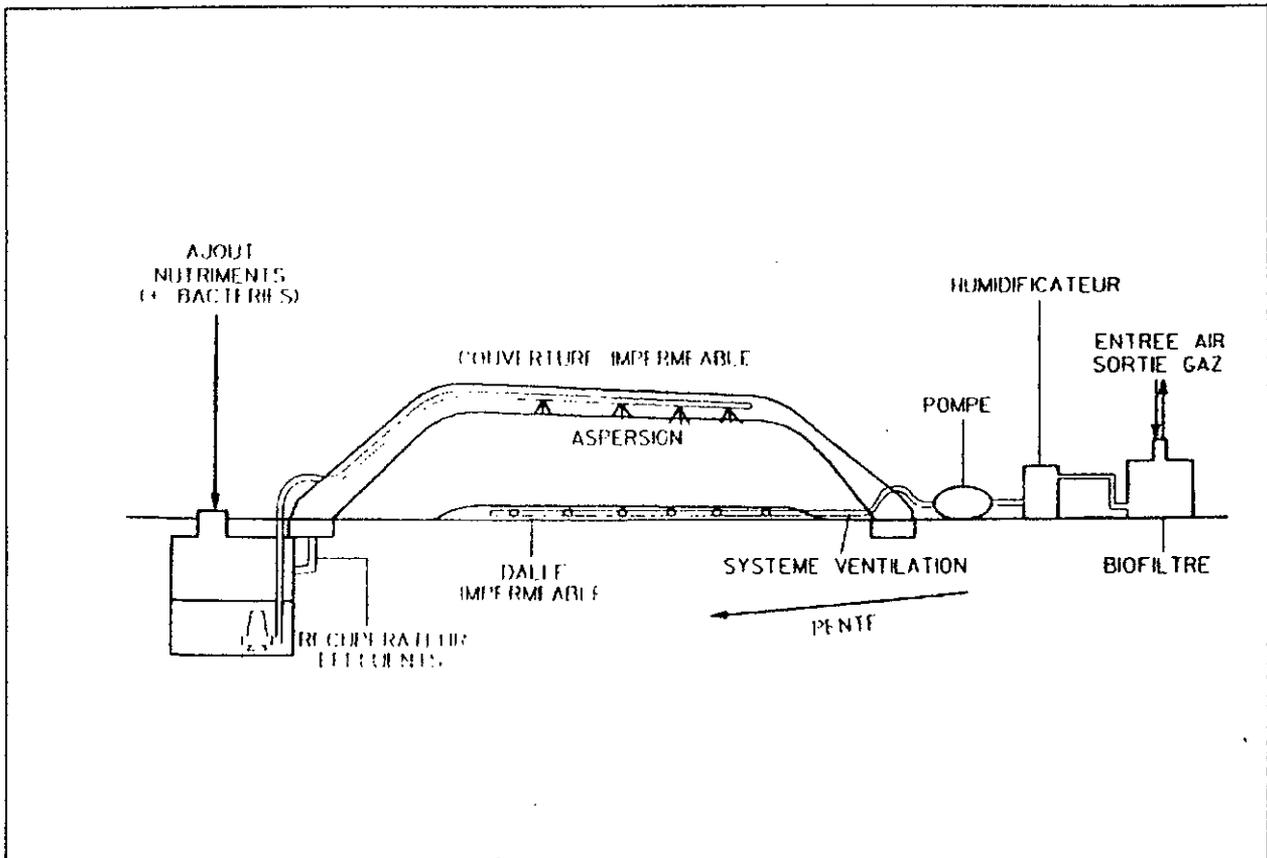


Fig.11: Schéma de « biopile »

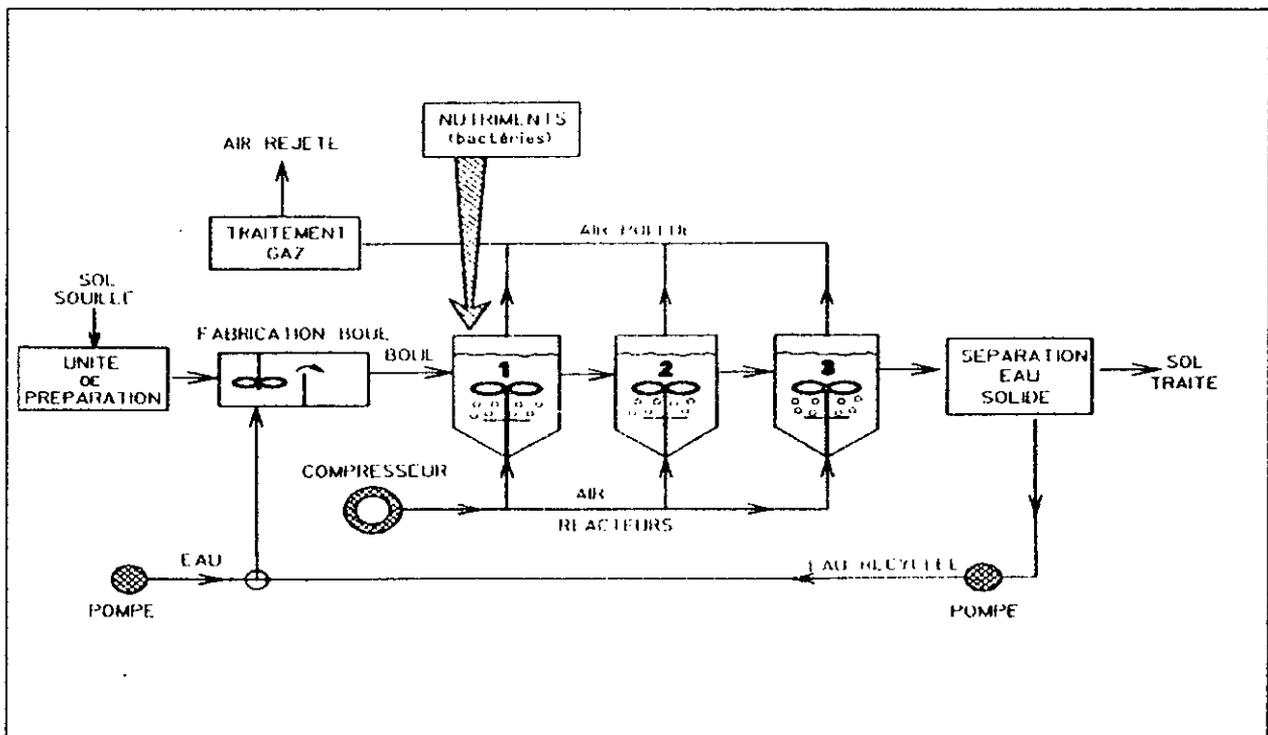


Fig.12 : Schéma de bioréacteur adapté au traitement des sols

Annexe 2

## I- Méthodologie des analyses des paramètres physico-chimiques du sol

### I-1- pH (norme NF X 31 103 )

5 g de sol sont introduits dans un bêcher, on ajuste à 50ml avec l'eau distillée, après une agitation du mélange pendant ½ h, on effectue la lecture à l'aide d'un pH-mètre.

### I-2- L'humidité et matière sèche (norme NF T 90 029)

Un échantillon de 50g du sol est introduit dans un creuset, est séché dans l'étuve à 105 °C pendant 1h.

$$Hu\% = \frac{(P_1 - P_2)}{P_E} * 100$$

$P_1$  : poids du sol humide en gramme.

$P_2$  : poids du sol sec en gramme.

$P_E$  : prise d'essai de l'échantillon.

Hu : l'humidité en %.

$$MS(\%) = 100 - Hu(\%)$$

MS : matière sèche en %.

### I-3- Matières organiques (NF X 31 071)

L'échantillon du sol sec (après étuvation pendant 1h), est introduit dans un four à 550 °C pendant 20 minutes.

$$MO = \frac{(P_2 - P_1)}{P_E} * 100$$

$P_2$  : poids du sol sec (après étuvation pendant 1h) en gramme ;

$P_3$  : poids du sol après calcination en gramme ;

MO : matière organique en %.

### I-4- Dosage des hydrocarbures (hydrocarbures totaux)

Le dosage quantitatif des hydrocarbures totaux est réalisé par spectrométrie infrarouge.

#### I-4-1- Principe

La teneur en hydrocarbures est déterminée par la mesure de l'adsorption dans l'infrarouge à une longueur d'onde comprise entre 2650 et 3200  $\text{cm}^{-1}$ .

Le dosage est effectué dans un spectroscope à transformées de Fourier. Selon un logiciel de quantification suivant les normes AFNOR 90114 ou 90203 améliorées par la firme Nicolet pour les sédiments.

#### I-4-2- Extraction des hydrocarbures du sol

L'échantillon du sol est mélangé et broyé avec une quantité suffisante de sulfate de sodium Anhydre (un rapport 4/5). Ensuite l'extraction des hydrocarbures qui enrobe le sol est réalisé dans un extracteur SOXHLET en utilisant le tétrachlorure de carbone comme solvant.

L'extrait est recueilli et filtré sur une colonne qui contient le sulfate de magnésium pour éliminer les composés polaires et dosés ensuite les composés non polaires par spectrométrie Infrarouge.

**I-4-3- Extraction des hydrocarbures présents dans l'eau**

A partir de l'échantillon fraîchement prélevé, on procède à une extraction de la matière organique par un solvant qui est dans notre cas l'extractible est ensuite débarrassée des composés polaires (dans une colonne de silice) et les hydrocarbures sont isolés pour être Analyser par spectroscopie infrarouge.

**I-5- Dosage des nitrates, nitrites et azote ammoniacal**

Une lixiviation doit être effectuée pour doser ces éléments. 10g d'échantillon du sol sont introduits dans un bêcher contenant 100 ml d'eau distillée. Après agitation pendant 1 h et filtration, on procède comme suit pour doser ces éléments :

**I-5-1- Dosage des nitrates (norme HACH 8125)**

Le dosage des nitrates est effectué à l'aide d'un spectrophotomètre UV – Visible à une longueur d'onde de 400nm, après ajout d'une gélule de réactif « NitraVer5 » au lixiviat.

Le principe de cette mesure repose sur la réduction des nitrates présents dans l'échantillon en nitrites par le cadmium métallique contenu dans les gélules de réactif. Les nitrites réagissent en milieu acide avec l'acide sulfanilique pour former un sel de diazonium. Ce sel réagit avec l'acide gentisique pour former un complexe coloré ambre. L'intensité de la coloration est proportionnelle à la concentration en nitrates.

**I-5-2- Dosage des nitrites (norme HACH 8153)**

Le dosage des nitrites est effectué à l'aide d'un spectrophotomètre UV – Visible à une longueur d'onde de 507 nm, après ajout d'une gélule de réactif « NitriVer2 » au lixiviat.

La méthode utilise le sulfate ferreux en milieu acide pour réduire les nitrites en oxyde nitreux. L'ion ferreux se combine avec l'oxyde nitreux pour former un complexe brun-verdâtre dont la coloration est proportionnelle aux nitrites présents.

**I-5-4- Dosage de l'azote ammoniacal (méthode au réactif de NESSLER)****Préparation du réactif de NESSLER**

- Dissoudre 50 g d'iodure de potassium dans 35 ml d'eau, par une solution de chlorure de mercure, un léger précipité subsiste, ajouter 400 ml de solution d'hydroxyde de sodium 9N, diluer à 1000ml ;
- Tartrate double de potassium et de sodium ( $C_4H_4O_8KNa, 4H_2O$ ) dans 100 ml d'eau chaude ;
- Ajouter après refroidissement 50 ml de réactif de NESSLER et laisser reposer et filtrer.

**Appareillage**

- Un spectrophotomètre « UV – Visible » pour mesurer l'absorption de l'échantillon à  $\lambda = 420$  nm.
- Cellule de quartz

**Mode opératoire**

- Prendre 10 ml de l'échantillon à analyser ;
- Ajouter 0,4 ml de la solution de tartrate et mélanger ;
- Ajouter 0,4 ml du réactif de NESSLER et mélanger à nouveau ;
- Compléter au volume avec de l'eau.

**I-6- Dosage du phosphore (NF X31 111)**

Le principe de cette méthode repose sur l'extraction du phosphore soluble par agitation de la prise d'essai dans une solution aqueuse d'acide citrique (20 g/l) pendant 16 h.

L'extrait est dosé par un spectrophotomètre UV – Visible à une longueur d'onde de 890 nm, après ajout d'une gélule de réactif « PhosVer3 » à 25ml d'extrait.

L'orthophosphate réagit avec le molybdate en milieu acide pour produire un complexe, le phosphomolybdate. L'acide ascorbique réduit le complexe, donnant une coloration intense de bleu de molybdène.

## **II- Méthodologie de la détermination des caractéristiques biologiques**

### **Coloration de gram :**

A partir du frottis : une goutte d'eau physique dans laquelle on fait étaler notre inoculum Bactérien, ensuite on sèche la lame à la flamme ;

On colore le frottis par deux gouttes du violet de gentiane qu'on laisse agir pendant 1 minute avant de le couvrir avec le Lugol pendant 45 secondes après on jette le surplus et on refait l'opération pour une deuxième fois ; on ajoute de l'alcool qu'on laisse agir pendant 30 secondes, on lave après la lame à l'eau distillée, on recolore la lame à la Fushine qu'on laisse agir pendant 20 minutes puis on jette l'excès, on rince à l'eau distillée et on sèche la lame à la flamme.

*Annexe 3:  
Résultats des  
expériences*

Tableau N°1 : Evolution de la concentration en oxygène pour un débit nul et différentes vitesses d'agitation

$\omega = 850 \text{ tr/min}$		$\omega = 1000 \text{ tr/min}$		$\omega = 1200 \text{ tr/min}$	
Temps (s)	[O <sub>2</sub> ] (mg/l)	Temps (s)	[O <sub>2</sub> ] (mg/l)	Temps (s)	[O <sub>2</sub> ] (mg/l)
0	0	0	0	0	0
50	0,07	23	0,05	19	0,05
92	0,15	55	0,1	41	0,14
145	0,23	77	0,15	56	0,19
207	0,32	115	0,23	75	0,25
244	0,39	135	0,26	91	0,31
285	0,45	150	0,3	106	0,37
328	0,53	190	0,37	123	0,42
367	0,58	225	0,45	139	0,48
397	0,63	260	0,51	155	0,54
437	0,68	290	0,58	169	0,58
472	0,74	320	0,64	185	0,64
509	0,79	360	0,72	199	0,69
546	0,85	385	0,76	217	0,76
580	0,9	405	0,79	231	0,81
614	0,94	435	0,86	248	0,86
646	0,99	467	0,92	261	0,91
676	1,04	490	0,96	281	0,98
705	1,08	525	1,02	294	1,02
746	1,13	570	1,09	307	1,06
778	1,18	597	1,14	328	1,13
813	1,23	634	1,21	342	1,17
853	1,28	666	1,26	355	1,22
887	1,33	700	1,31	367	1,26
909	1,36	719	1,34	380	1,29
953	1,43	757	1,42	401	1,36
980	1,46	787	1,47	422	1,42
1013	1,51	815	1,51	436	1,46
1037	1,54	853	1,58	449	1,5
1088	1,61	878	1,61	466	1,56
1116	1,64	904	1,66	476	1,59
1138	1,68	930	1,69	504	1,67

## Annexe 3 : Résultats des expériences

1176	1,73	945	1,73	519	1,71
1212	1,77	980	1,77	537	1,75
1252	1,81	1005	1,82	556	1,8
1282	1,86	1022	1,85	569	1,85
1318	1,91	1050	1,9	586	1,89
1344	1,95	1077	1,94	600	1,92
1383	1,99	1100	1,97	615	1,97
1422	2,04	1140	2,03	637	2,02
1443	2,07	1172	2,07	650	2,07
1476	2,12	1211	2,14	674	2,12
1516	2,16	1240	2,18	688	2,17
1555	2,2	1268	2,23	708	2,22
1586	2,25	1293	2,27	726	2,27
1621	2,29	1324	2,32	745	2,32
1660	2,32	1349	2,35	763	2,37
1696	2,35	1375	2,39	780	2,42
1732	2,4	1402	2,42	804	2,47
1765	2,45	1430	2,45	822	2,51
1818	2,5	1456	2,5	839	2,55
1863	2,55	1479	2,55	854	2,6
1895	2,6	1512	2,6	870	2,64
1929	2,65	1540	2,65	891	2,69
1969	2,7	1565	2,7	919	2,75
2014	2,75	1600	2,75	941	2,8
2054	2,8	1627	2,8	957	2,84
2081	2,85	1658	2,85	971	2,88
2121	2,9	1684	2,9	1001	2,95
2184	2,95	1714	2,95	1019	2,99
2213	3	1749	3	1036	3,03
2243	3,05	1767	3,05	1046	3,05
2289	3,1	1797	3,1	1065	3,1
2323	3,15	1870	3,15	1089	3,15
2363	3,2	1909	3,2	1118	3,23
2414	3,25	1930	3,25	1145	3,3
2474	3,3	1974	3,3	1170	3,37
2502	3,35	2012	3,35	1182	3,41

## Annexe 3 : Résultats des expériences

2554	3,4	2033	3,4	1211	3,47
2599	3,45	2083	3,45	1236	3,51
2631	3,5	2129	3,5	1270	3,58
2688	3,55	2164	3,55	1290	3,62
2745	3,6	2193	3,6	1318	3,65
2794	3,65	2243	3,65	1338	3,69
2833	3,7	2278	3,7	1359	3,7
2878	3,75	2311	3,75	1360	3,75
2933	3,8	2341	3,8	1385	3,8
3001	3,85	2366	3,85	1431	3,85
3059	3,9	2417	3,9	1446	3,9
3096	3,95	2451	3,95	1489	3,95
3131	4	2482	4	1531	4
3200	4,05	2513	4,05	1550	4,05
3259	4,1	2553	4,1	1571	4,1
3300	4,15	2590	4,15	1607	4,15
3367	4,2	2639	4,2	1644	4,2
3411	4,25	2668	4,25	1680	4,25
3470	4,3	2707	4,3	1713	4,3
3516	4,35	2746	4,35	1731	4,35
3594	4,4	2793	4,4	1756	4,4
3677	4,45	2840	4,45	1791	4,45
3740	4,5	2883	4,5	1829	4,5
3810	4,55	2926	4,55	1876	4,55
3870	4,6	2959	4,6	1887	4,6
3915	4,65	3020	4,65	1938	4,65
3964	4,7	3056	4,7	1974	4,7
4063	4,75	3086	4,75	2008	4,75
4114	4,8	3100	4,8	2029	4,8
4201	4,85	3140	4,85	2062	4,85
4285	4,9	3160	4,9	2125	4,9
4363	4,95	3231	4,95	2150	4,95
4435	5	3295	5	2190	5
4469	5,05	3360	5,05	2243	5,05
4570	5,1	3412	5,1	2274	5,1
4684	5,15	3457	5,15	2328	5,15

## Annexe 3 : Résultats des expériences

4722	5,2	3502	5,2	2369	5,2
4821	5,25	3550	5,25	2423	5,25
4926	5,3	3600	5,3	2455	5,3
5012	5,35	3715	5,35	2506	5,35
5098	5,4	3790	5,4	2542	5,4
5123	5,45	3830	5,45	2582	5,45
5233	5,5	3910	5,5	2656	5,5
5360	5,55	3980	5,55	2689	5,55
5463	5,6	4100	5,6	2740	5,6
5615	5,65	4195	5,65	2805	5,65
5677	5,7	4250	5,7	2904	5,7
5827	5,75	4394	5,75	2939	5,75
5886	5,8	4450	5,8	3011	5,8
6032	5,85	4552	5,85	3073	5,85
6169	5,9	4633	5,9	3109	5,9
6275	5,95	4752	5,95	3193	5,95
6427	6	4850	6	3248	6
6570	6,05	4998	6,05	3322	6,05
6675	6,1	5178	6,1	3397	6,1
6799	6,15	5320	6,15	3432	6,15
7066	6,2	5512	6,2	3617	6,2
7158	6,25	5709	6,25	3719	6,25
7360	6,3	5857	6,3	3737	6,3
7519	6,35	5917	6,35	3884	6,35
7812	6,4	6105	6,4	3977	6,4
8031	6,45	6321	6,45	4051	6,45
8300	6,5	6537	6,5	4212	6,5
8600	6,55	6700	6,55	4313	6,55
8910	6,6	6990	6,6	4437	6,6
9120	6,65	7280	6,65	4491	6,65
9422	6,7	7750	6,7	4661	6,7
9903	6,75	8210	6,75	4941	6,75
10372	6,8	8521	6,8	5132	6,8
10900	6,85	8975	6,85	5278	6,85
11500	6,9	9348	6,9	5572	6,9
12300	6,95	9896	6,95	5800	6,95

## Annexe 3 : Résultats des expériences

13351	7	11075	7	6247	7
14457	7,05	12385	7,05	6800	7,05
15189	7,15	13780	7,1	7850	7,1
		15309	7,15	11000	7,15
				12095	7,16

Tableau N°2 : Evolution de la concentration en oxygène pour un débit de  $5 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$  et différentes vitesses d'agitation

$\omega = 0 \text{ tr/min}$		$\omega = 460 \text{ tr/min}$		$\omega = 600 \text{ tr/min}$		$\omega = 850 \text{ tr/min}$		$\omega = 1000 \text{ tr/min}$		$\omega = 12000 \text{ tr/min}$	
Temps (s)	[O <sub>2</sub> ] (mg/l)	Temps (s)	[O <sub>2</sub> ] (mg/l)	Temps (s)	[O <sub>2</sub> ] (mg/l)	Temps (s)	[O <sub>2</sub> ] (mg/l)	Temps (s)	[O <sub>2</sub> ] (mg/l)	Temps (s)	[O <sub>2</sub> ] (mg/l)
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0,4	11	0,35	10	0,35	7	0,27	9	0,31	9	0,37
18	0,58	21	0,67	15	0,52	13	0,49	17	0,61	14	0,55
23	0,74	24	0,76	22	0,75	19	0,69	22	0,79	18	0,71
27	0,86	29	0,91	26	0,88	24	0,87	29	1,04	24	0,93
32	1,01	34	1,07	30	1,01	29	1,05	42	1,45	29	1,12
37	1,17	39	1,21	34	1,14	34	1,22	56	1,87	36	1,37
44	1,38	44	1,36	39	1,3	39	1,37	63	2,09	41	1,55
50	1,55	49	1,48	44	1,46	45	1,56	70	2,27	46	1,71
54	1,67	54	1,62	49	1,61	51	1,73	75	2,4	51	1,87
59	1,8	77	2,21	57	1,85	55	1,85	81	2,58	58	2,09
63	1,92	84	2,39	63	2,03	61	2,03	87	2,72	63	2,27
68	2,04	93	2,58	68	2,17	66	2,2	94	2,9	68	2,41
73	2,17	100	2,75	73	2,31	71	2,34	104	3,14	73	2,58
80	2,34	105	2,86	78	2,44	76	2,47	112	3,31	79	2,74
87	2,51	118	3,13	87	2,71	81	2,56	117	3,43	85	2,92
93	2,7	124	3,25	96	2,93	84	2,64	123	3,62	91	3,11
99	2,86	133	3,52	102	3,13	87	2,74	132	3,82	97	3,26
104	3,03	138	3,65	110	3,26	95	2,89	139	3,94	103	3,43
109	3,21	153	3,8	115	3,38	108	3,11	141	3,96	109	3,6
119	3,35	163	3,96	121	3,49	116	3,27	149	4,09	115	3,75
127	3,51	175	4,17	127	3,68	124	3,38	154	4,17	122	3,91
141	3,72	181	4,37	135	3,9	132	3,52	157	4,24	129	4,04
147	3,84	191	4,54	142	4,03	143	3,72	165	4,35	135	4,21
152	4	201	4,77	148	4,18	152	3,88	175	4,47	140	4,35
157	4,08	214	4,88	152	4,35	162	4,05	185	4,6	146	4,51
167	4,2	236	5,07	165	4,5	177	4,25	195	4,7	152	4,63

## Annexe 3 : Résultats des expériences

182	4,4	248	5,21	169	4,6	189	4,45	203	4,8	158	4,75
194	4,64	256	5,29	178	4,7	198	4,62	209	4,88	167	4,91
201	4,8	288	5,53	184	4,81	209	4,77	219	4,99	173	5,02
207	4,84	305	5,74	196	4,97	217	4,88	232	5,11	184	5,19
216	4,92	317	5,81	208	5,11	225	4,96	253	5,31	194	5,36
223	5	323	5,89	218	5,23	233	5,08	273	5,45	202	5,45
232	5,12	336	5,93	225	5,38	242	5,19	284	5,57	208	5,6
245	5,22	362	6,05	236	5,5	252	5,31	292	5,63	215	5,66
261	5,33	372	6,1	240	5,58	267	5,48	305	5,73	221	5,75
270	5,36	389	6,25	248	5,69	276	5,57	337	5,92	231	5,86
277	5,43	415	6,36	260	5,78	292	5,75	350	6	240	5,95
292	5,63	437	6,41	265	5,85	307	5,86	359	6,08	251	6,08
311	5,75	450	6,45	273	5,91	323	5,96	369	6,14	257	6,21
321	5,85	472	6,61	282	6,01	335	6,06	375	6,19	265	6,28
339	5,93	493	6,66	296	6,12	358	6,16	396	6,27	274	6,35
342	5,96	507	6,7	311	6,2	381	6,28	407	6,33	283	6,45
347	6	537	6,77	319	6,27	394	6,34	432	6,4	292	6,56
367	6,09	554	6,8	330	6,33	402	6,43	440	6,45	298	6,6
392	6,26	581	6,84	340	6,4	415	6,48	462	6,54	314	6,7
406	6,32	595	6,9	350	6,47	437	6,53	470	6,59	321	6,79
419	6,34	638	7	364	6,55	449	6,58	493	6,69	335	6,86
434	6,41	668	7,04	382	6,65	470	6,68	513	6,74	351	6,96
447	6,47	673	7,08	406	6,76	489	6,75	542	6,81	368	7,01
470	6,52	701	7,14	442	6,92	507	6,85	573	6,88	381	7,1
501	6,63	748	7,19	470	7,02	538	6,95	640	7	394	7,18
509	6,7	786	7,22	490	7,09	592	7,06	683	7,09	406	7,21
530	6,76	858	7,26	510	7,17	631	7,17	736	7,13	417	7,27
556	6,82	921	7,3	530	7,24	665	7,22	802	7,21	430	7,37
577	6,85	1026	7,34	555	7,29	692	7,26	872	7,28	442	7,42
589	6,92	1098	7,37	591	7,35	721	7,31	917	7,31	461	7,46
613	6,94	1306	7,41	619	7,38	757	7,36	1093	7,35	478	7,5
637	6,99	1555	7,43	638	7,4	775	7,38	1440	7,41	495	7,55
658	7,06			672	7,45	809	7,41			506	7,59
688	7,08			701	7,49	837	7,44			543	7,65
702	7,12			722	7,53	875	7,47			560	7,7
739	7,18			758	7,55	1140	7,57			601	7,75

## Annexe 3 : Résultats des expériences

777	7,22			783	7,57	1560	7,61			655	7,8
795	7,26			811	7,6					701	7,83
817	7,3			850	7,62					850	7,89
869	7,35			883	7,65					925	7,9
907	7,37			915	7,66					995	7,92

Tableau N°3 : Evolution de la concentration en oxygène pour un débit de  $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$  et différentes vitesses d'agitation

$\omega = 600 \text{ tr/min}$		$\omega = 1000 \text{ tr/min}$	
Temps (s)	[O <sub>2</sub> ] (mg/l)	Temps (s)	[O <sub>2</sub> ] (mg/l)
0	0	0	0
9	0,49	9	0,6
14	0,78	15	0,98
19	1,04	21	1,35
24	1,32	26	1,64
29	1,56	31	1,92
35	1,84	37	2,26
40	2,07	43	2,57
45	2,29	47	2,75
49	2,46	52	2,99
54	2,68	56	3,16
59	2,87	60	3,45
64	3,16	64	3,69
69	3,44	71	4,03
75	3,69	76	4,24
81	3,91	79	4,46
89	4,21	82	4,59
95	4,43	87	4,84
101	4,6	92	5,1
106	4,82	98	5,29
111	4,98	103	5,45
116	5,16	115	5,75
124	5,31	121	5,9
129	5,49	127	6,06
137	5,65	135	6,22
144	5,77	147	6,42
149	5,9	153	6,54

## Annexe 3 : Résultats des expériences

155	6,02	162	6,66
162	6,18	168	6,75
168	6,26	173	6,84
173	6,35	180	6,91
179	6,44	190	7
186	6,56	198	7,09
196	6,7	208	7,21
201	6,77	215	7,27
207	6,87	224	7,35
214	6,98	235	7,45
221	7,05	245	7,51
231	7,14	259	7,57
239	7,17	267	7,61
246	7,22	280	7,65
256	7,31	296	7,75
276	7,37	313	7,81
297	7,49	326	7,87
334	7,54	350	7,92
370	7,59	385	7,99
451	7,64	420	8,01
490	7,69	493	8,05
533	7,72	575	8,16
657	7,78	645	8,21
758	7,83	813	8,22

Tableau N°4 : Evolution de  $\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_L)]$  en fonction du temps pour un débit nul et différentes vitesses.

$\omega = 850 \text{ tr/min}$		$\omega = 1000 \text{ tr/min}$		$\omega = 1200 \text{ tr/min}$	
Temps (s)	$\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_L)]$	Temps (s)	$\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_L)]$	Temps (s)	$\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_L)]$
0	0	0	0	0	0
50	0,010	23	0,007	19	0,007
92	0,021	55	0,014	41	0,020
145	0,033	77	0,021	56	0,027
207	0,046	115	0,033	75	0,036
244	0,056	135	0,037	91	0,044
285	0,065	150	0,043	106	0,053

## Annexe 3 : Résultats des expériences

328	0,077	190	0,053	123	0,060
367	0,085	225	0,065	139	0,069
397	0,092	260	0,074	155	0,078
437	0,100	290	0,085	169	0,084
472	0,109	320	0,094	185	0,094
509	0,117	360	0,106	199	0,101
546	0,127	385	0,112	217	0,112
580	0,135	405	0,117	231	0,120
614	0,141	435	0,128	248	0,128
646	0,149	467	0,138	261	0,136
676	0,157	490	0,144	281	0,147
705	0,164	525	0,154	294	0,154
746	0,172	570	0,165	307	0,160
778	0,180	597	0,174	328	0,172
813	0,189	634	0,185	342	0,178
853	0,197	666	0,194	355	0,187
887	0,206	700	0,202	367	0,194
909	0,211	719	0,208	380	0,199
953	0,223	757	0,221	401	0,211
980	0,228	787	0,230	422	0,221
1013	0,237	815	0,237	436	0,228
1037	0,243	853	0,250	449	0,235
1088	0,255	878	0,255	466	0,246
1116	0,261	904	0,264	476	0,251
1138	0,268	930	0,270	504	0,266
1176	0,277	945	0,277	519	0,273
1212	0,284	980	0,284	537	0,280
1252	0,292	1005	0,294	556	0,290
1282	0,301	1022	0,299	569	0,299
1318	0,311	1050	0,309	586	0,306
		1077	0,317	600	0,312
		1100	0,322	615	0,322
		1140	0,334	637	0,331
		1172	0,342	650	0,341
		1211	0,356	674	0,351
		1240	0,364	688	0,361

Annexe 3 : Résultats des expériences

				708	0,371
				726	0,381
				745	0,392
				763	0,402
				780	0,412
				804	0,423
				822	0,432
				839	0,440
				854	0,451
				870	0,460
				891	0,471
				919	0,485
				941	0,496
				957	0,505
				971	0,515

Tableau N°5 : Evolution de  $\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_L)]$  en fonction du temps pour un débit  $5 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{s}$  et différentes vitesses

$\omega = 0 \text{ tr/min}$		$\omega = 460 \text{ tr/min}$		$\omega = 600 \text{ tr/min}$		$\omega = 850 \text{ tr/min}$		$\omega = 1000 \text{ tr/min}$		$\omega = 12000 \text{ tr/min}$	
Temps (s)	$\Delta$	Temps (s)	$\Delta$	Temps (s)	$\Delta$	Temps (s)	$\Delta$	Temps (s)	$\Delta$	Temps (s)	$\Delta$
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,000
12	0,054	11	0,048	10	0,046	7	0,036	9	0,043	9	0,048
18	0,079	21	0,095	15	0,069	13	0,067	17	0,086	14	0,072
23	0,103	24	0,108	22	0,102	19	0,095	22	0,113	18	0,094
27	0,120	29	0,131	26	0,120	24	0,121	29	0,151	24	0,125
32	0,143	34	0,155	30	0,139	29	0,148	42	0,218	29	0,152
37	0,167	39	0,178	34	0,159	34	0,175	56	0,291	36	0,190
44	0,201	44	0,202	39	0,183	39	0,198	63	0,331	41	0,218
50	0,228	49	0,222	44	0,208	45	0,229	70	0,366	46	0,243
54	0,248	54	0,246	49	0,232	51	0,258	75	0,391	51	0,269
59	0,271	77	0,353	57	0,272	55	0,279	81	0,428	58	0,306
63	0,292	84	0,388	63	0,303	61	0,310	87	0,457	63	0,338
68	0,313	93	0,427	68	0,328	66	0,341	94	0,497	68	0,363
73	0,337	100	0,462	73	0,353	71	0,367	104	0,551	73	0,394
80	0,369	105	0,486	78	0,377	76	0,392	112	0,592	79	0,425
87	0,402	118	0,547	87		81	0,410	117	0,622	85	0,460

Annexe 3 : Résultats des expériences

93		124	0,575	96		84	0,426	123		91	0,499
----	--	-----	-------	----	--	----	-------	-----	--	----	-------

$$\Delta = [(C^* - C_0)/(C^* - C_L)]$$

Tableau N°6 : Evolution de la  $\ln [(C^* - C_0)/(C^* - C_L)]$  pour un débit de  $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$  et différentes vitesses d'agitation

$\omega = 600 \text{ tr/min}$		$\omega = 1000 \text{ tr/min}$	
Temps (s)	$\ln [(C^* - C_0)/(C^* - C_L)]$	Temps (s)	$\ln [(C^* - C_0)/(C^* - C_L)]$
0	0,000	0	0,000
9	0,062	9	0,076
14	0,101	15	0,127
19	0,137	21	0,179
24	0,177	26	0,223
29	0,212	31	0,266
35	0,256	37	0,321
40	0,293	43	0,375
45	0,330	47	0,407
49	0,359	52	0,452
54	0,399	56	0,485
59	0,434	60	

Tableau N°7 : Evolution de la concentration en oxygène pour un débit de  $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ , une vitesse d'agitation de 1000 tr/min et différentes masses de sol

$m = 500 \text{ g}$		$m = 1000 \text{ g}$		$m = 1500 \text{ g}$	
$[\text{O}_2]$ (mg/l)	Temps (s)	$[\text{O}_2]$ (mg/l)	Temps (s)	Temps (s)	$[\text{O}_2]$ (mg/l)
0	0	0	0	0	0
0,08	45	0,13	76	120	0,2
0,2	102	0,21	119	169	0,29
0,24	121	0,28	154	200	0,34
0,29	150	0,33	184	232	0,4
0,33	171	0,38	212	261	0,44
0,4	207	0,42	238	288	0,48
0,46	240	0,47	265	313	0,53
0,51	267	0,51	291	336	0,57
0,57	298	0,56	317	361	0,61
0,61	319	0,6	341	389	0,65
0,67	352	0,64	364	415	0,69
0,72	380	0,69	393	440	0,73
0,74	397	0,74	424	463	0,77

## Annexe 3 : Résultats des expériences

0,77	410	0,78	448	489	0,8
0,81	428	0,82	472	516	0,84
0,83	444	0,86	498	543	0,88
0,86	463	0,91	524	570	0,93
0,9	480	0,96	550	592	0,97
0,94	501	1,01	579	618	1,01
0,98	526	1,05	605	646	1,05
1,02	544	1,09	631	673	1,09
1,04	558	1,13	657	700	1,13
1,08	579	1,17	685	725	1,17
1,12	606	1,21	710	750	1,21
1,17	635	1,26	740	781	1,25
1,21	654	1,3	767	806	1,3
1,26	686	1,35	802	832	1,35
1,29	703	1,4	840	864	1,4
1,32	728	1,45	869	891	1,45
1,36	751	1,5	902	919	1,5
1,4	771	1,55	936	947	1,55
1,43	791	1,6	966	977	1,6
1,46	808	1,65	996	1011	1,65
1,5	831	1,7	1027	1041	1,7
1,53	852	1,75	1062	1070	1,75
1,57	879	1,8	1092	1102	1,8
1,62	908	1,85	1129	1132	1,85
1,67	941	1,9	1161	1164	1,9
1,76	984	1,95	1197	1192	1,95
1,8	1003	2	1226	1223	2
1,85	1035	2,05	1259	1259	2,05
1,89	1069	2,1	1296	1290	2,1
1,95	1099	2,15	1328	1322	2,15
1,99	1128	2,2	1366	1356	2,2
2,03	1151	2,25	1398	1393	2,25
2,08	1186	2,3	1433	1423	2,3
2,12	1215	2,35	1472	1461	2,35
2,18	1250	2,4	1506	1490	2,4
2,23	1292	2,45	1530	1529	2,45

## Annexe 3 : Résultats des expériences

2,29	1329	2,5	1585	1566	2,5
2,32	1343	2,55	1620	1598	2,55
2,36	1376	2,6	1663	1634	2,6
2,4	1399	2,65	1699	1675	2,65
2,45	1429	2,7	1729	1709	2,7
2,49	1463	2,75	1763	1744	2,75
2,53	1493	2,8	1799	1783	2,8
2,58	1527	2,85	1842	1818	2,85
2,63	1569	2,9	1877	1855	2,9
2,67	1595	2,95	1912	1893	2,95
2,7	1618	3	1951	1935	3
2,75	1650	3,05	1993	1980	3,05
2,8	1689	3,1	2029	2023	3,1
2,84	1727	3,15	2085	2059	3,15
2,89	1765	3,2	2116	2108	3,2
2,93	1796	3,25	2160	2145	3,25
2,97	1829	3,3	2204	2189	3,3
3,02	1850	3,35	2242	2226	3,35
3,06	1889	3,4	2296	2274	3,4
3,1	1915	3,45	2334	2318	3,45
3,13	1938	3,5	2380	2361	3,5
3,17	1967	3,55	2431	2414	3,55
3,2	1999	3,6	2475	2454	3,6
3,25	2032	3,65	2526	2511	3,65
3,3	2071	3,7	2570	2555	3,7
3,34	2104	3,75	2620	2601	3,75
3,39	2139	3,8	2672	2653	3,8
3,44	2179	3,85	2725	2703	3,85
3,48	2216	3,9	2774	2759	3,9
3,53	2249	3,95	2827	2812	3,95
3,58	2288	4	2884	2866	4
3,62	2327	4,05	2928	2910	4,05
3,67	2365	4,1	2984	2977	4,1
3,72	2401	4,15	3042	3029	4,15
3,75	2426	4,2	3102	3082	4,2
3,79	2458	4,25	3156	3144	4,25

## Annexe 3 : Résultats des expériences

3,84	2506	4,3	3210	3210	4,3
3,88	2536	4,35	3276	3266	4,35
3,93	2576	4,4	3334	3339	4,4
3,97	2614	4,45	3402	3401	4,45
4,01	2650	4,5	3473	3459	4,5
4,05	2685	4,55	3527	3528	4,55
4,1	2729	4,6	3604	3607	4,6
4,14	2756	4,65	3680	3681	4,65
4,19	2807	4,7	3745	3749	4,7
4,23	2846	4,75	3816	3819	4,75
4,27	2883	4,8	3890	3904	4,8
4,32	2928	4,85	3959	3982	4,85
4,37	2976	4,9	4041	4059	4,9
4,41	3014	4,95	4114	4138	4,95
4,45	3052	5	4200	4226	5
4,5	3100	5,05	4278	4324	5,05
4,55	3154	5,1	4359	4403	5,1
4,59	3206	5,15	4443	4501	5,15
4,64	3249	5,2	4528	4584	5,2
4,68	3303	5,25	4625	4684	5,25
4,73	3350	5,3	4718	4793	5,3
4,77	3384	5,35	4812	4886	5,35
4,82	3431	5,4	4906	4980	5,4
4,86	3481	5,45	5002	5086	5,45
4,9	3517	5,5	5096	5195	5,5
4,95	3582	5,55	5213	5317	5,55
5	3637	5,6	5309	5449	5,6
5,05	3701	5,65	5419	5564	5,65
5,1	3754	5,7	5553	5710	5,7
5,15	3816	5,75	5668	5846	5,75
5,21	3880	5,8	5796	5983	5,8
5,25	3911	5,85	5938	6106	5,85
5,3	3963	5,9	6063	6287	5,9
5,35	4014	5,95	6201	6440	5,95
5,4	4061	6	6369	6597	6
5,45	4112	6,05	6516	6778	6,05

## Annexe 3 : Résultats des expériences

5,5	4173	6,1	6719	6967	6,1
5,55	4221	6,15	6900	7141	6,15
5,6	4271	6,2	7082	7337	6,2
5,65	4339	6,25	7266	7565	6,25
5,7	4403	6,3	7507	7827	6,3
5,75	4465	6,35	7725	8095	6,35
5,8	4529	6,4	7991	8322	6,4
5,85	4587	6,45	8201	8611	6,45
5,9	4649	6,5	8407	8948	6,5
5,95	4722	6,55	8700	9275	6,55
6	4793	6,6	9013	9600	6,6
6,05	4860	6,65	9320	9985	6,65
6,1	4938	6,7	9641	10299	6,7
6,15	5015	6,75	9911	10702	6,75
6,2	5077	6,8	10214	11098	6,8
6,25	5171	6,85	10672	11507	6,85
6,3	5251	6,9	11167	11945	6,9
6,35	5324	6,95	11600	12388	6,95
6,4	5420	7	12042	12795	7
6,45	5499	7,05	12722	13305	7,05
6,5	5592	7,1	13507	13940	7,1
6,55	5696	7,15	14158	14539	7,15
6,6	5780	7,2	14713	15428	7,2
6,65	5888	7,25	15231	16357	7,25
6,7	5981				
6,75	6101				
6,8	6210				
6,85	6327				
6,9	6459				
6,95	15196				
7	6721				
7,05	6861				
7,1	6994				
7,15	7169				
7,2	7343				
7,25	7494				

## Annexe 3 : Résultats des expériences

7,3					
-----	--	--	--	--	--

Tableau N°8 : Evolution de  $\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_L)]$  pour un débit de  $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ , une vitesse d'agitation de 1000 tr/min et différentes masses de sol

m = 500 g		m = 1000 g		m = 1500 g	
Temps (s)	$\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_L)]$	Temps (s)	$\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_L)]$	Temps (s)	$\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_L)]$
0	0	0	0	0	0
45	0,011	76	0,018	0,2	0,028
102	0,028	119	0,029	0,29	0,041
121	0,034	154	0,039	0,34	0,048
150	0,041	184	0,047	0,4	0,057
171	0,047	212	0,054	0,44	0,063
207	0,057	238	0,060	0,48	0,069
240	0,066	265	0,067	0,53	0,076
267	0,073	291	0,073	0,57	0,082
298	0,082	317	0,080	0,61	0,088
319	0,088	341	0,086	0,65	0,094
352	0,097	364	0,092	0,69	0,100
380	0,105	393	0,100	0,73	0,106
397	0,108	424	0,108	0,77	0,112
410	0,112	448	0,114	0,8	0,117
428	0,118	472	0,120	0,84	0,123
444	0,122	498	0,126	0,88	0,129
463	0,126	524	0,134	0,93	0,137
480	0,133	550	0,142	0,97	0,144
501	0,139	579	0,150	1,01	0,150
526	0,145	605	0,156	1,05	0,156
544	0,152	631	0,163	1,09	0,163
558	0,155	657	0,169	1,13	0,169
579	0,161	685	0,176	1,17	0,176
606	0,168	710	0,183	1,21	0,183
635	0,176	740	0,191	1,25	0,189
654	0,183	767	0,198		
686	0,191	802	0,206		
703	0,196	840	0,215		
728	0,201	869	0,223		

Annexe 3 : Résultats des expériences

751	0,208	902	0,232		
771	0,215	936	0,241		
791	0,220	966	0,249		
808	0,225				
831	0,232				
852	0,237				
879	0,244				
908	0,253				
941	0,262				

Tableau N°9 : Evolution de la concentration en oxygène pour un débit de  $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ , une vitesse d'agitation de 1000 tr/min, une masses de 1500g et une granulométrie supérieure à 0,8 mm

Temps (s)	[O <sub>2</sub> ] (mg/l)
0	0
79	0,1
139	0,17
183	0,22
237	0,29
274	0,34
303	0,37
339	0,41
375	0,46
414	0,51
445	0,55
481	0,59
515	0,65
552	0,69
583	0,72
618	0,77
653	0,81
684	0,85
721	0,9
754	0,94
792	1
827	1,05
859	1,09
896	1,12
930	1,17

## Annexe 3 : Résultats des expériences

960	1,2
994	1,25
1030	1,3
1065	1,35
1104	1,4
1138	1,45
1178	1,5
1223	1,55
1258	1,6
1299	1,65
1339	1,7
1377	1,75
1422	1,8
1464	1,85
1511	1,9
1547	1,95
1587	2
1632	2,05
1672	2,1
1717	2,15
1756	2,2
1792	2,25
1830	2,3
1873	2,35
1920	2,4
1965	2,45
2004	2,5
2049	2,55
2092	2,6
2135	2,65
2183	2,7
2226	2,75
2268	2,8
2318	2,85
2358	2,9
2404	2,95
2454	3
2493	3,02
2554	3,1
2591	3,15

## Annexe 3 : Résultats des expériences

2648	3,2
2698	3,25
2746	3,3
2796	3,35
2854	3,4
2909	3,45
2959	3,5
3009	3,55
3070	3,6
3120	3,65
3182	3,7
3246	3,75
3302	3,8
3363	3,85
3420	3,9
3481	3,95
3545	4
3607	4,05
3670	4,1
3734	4,15
3795	4,2
3866	4,25
3925	4,3
3995	4,35
4057	4,4
4130	4,45
4199	4,5
4263	4,55
4327	4,6
4402	4,65
4483	4,7
4556	4,75
4637	4,8
4722	4,85
4807	4,9
4881	4,95
4980	5
5071	5,05
5161	5,1
5247	5,15

## Annexe 3 : Résultats des expériences

5331	5,2
5418	5,25
5503	5,3
5620	5,35
5744	5,4
5848	5,45
5974	5,5
6085	5,55
6199	5,6
6343	5,65
6470	5,7
6606	5,75
6723	5,8
6846	5,85
6990	5,9
7141	5,95
7337	6
7455	6,05
7624	6,1
7789	6,15
7934	6,2
8063	6,25
8228	6,3

Tableau N°10 : Evolution de la  $\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_L)]$  pour un débit de  $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{s}$ , une vitesse d'agitation de 1000 tr/min, une masses de 1500g et une granulométrie supérieure à 0,8 mm

Temps (s)	$\ln [(C^*-C_0)/(C^*-C_L)]$
0	0
79	0,014
139	0,027
183	0,035
237	0,045
274	0,052
303	0,058
339	0,066
375	0,073
414	0,080
445	0,086
481	0,094

Annexe 3 : Résultats des expériences

515	0,100
552	0,108
583	0,115
618	0,120
653	0,126
684	0,134
721	0,140
754	0,148
792	0,156
827	0,163
859	0,168
896	0,176
930	0,184
960	0,189
994	0,198
1030	0,204
1065	0,211
1104	0,220
1138	0,227
1178	0,235
1223	0,241
1258	0,249
1299	0,258

Tableau N°11 : Evolution du  $k_{La}$  en fonction du débit d'air

$\omega$ (tr/min)	Débit. $10^3$ ( $m^3/s$ )	$k_{La} \cdot 10^3$ ( $s^{-1}$ )
$\omega = 600$ tr/min	0	0,2
	0,05	4,8
	0,1	7,3
$\omega = 1000$ tr/min	0	0,3
	0,05	5,3
	0,1	8,7

Tableau N°12 : Evolution du  $k_{La}$  en fonction de la vitesse d'agitation mécanique

Débit $Q$ ( $m^3/s$ )	$5 \times 10^{-5}$					
Vitesse d'agitation (tr/min)	0	460	600	850	1000	1200
$k_{La} \cdot 10^3$ ( $s^{-1}$ )	4,6	4,6	4,8	5,1	5,3	5,4

Tableau N°13 : Influence de la masse de solide sur le coefficient de transfert

Masse de sol (g)	0	250	500	1000	1500
$k_L \cdot 10^3 \text{ (s}^{-1}\text{)}$	8,7	1,2	0,3	0,3	0,2

Tableau N°14 : évolution de la biomasse dans la phase solide

temps (jours)	nombre de micro-organismes(u.f.c/g)	
	essai 1	essai 2
0	1,50E+06	1,90E+06
1	2,30E+06	2,90E+06
2	—	4,80E+06
3	6,00E+06	4,50E+06
4	6,50E+06	3,90E+06
5	6,70E+06	2,50E+06
6	6,30E+06	—
7	5,70E+06	5,60E+04
10	2,80E+06	—

Tableau N°15 : évolution de la biomasse dans la phase liquide

temps (jours)	nombre de micro-organismes(u.f.c/g)	
	essai 1	essai 2
0	0	0
0,2	3,00E+04	8,50E+04
1	5,50E+04	1,35E+05
2	—	2,30E+05
3	1,61E+05	3,40E+05
4	2,50E+05	3,60E+05
5	2,89E+05	3,60E+05
6	—	—
7	2,87E+05	3,20E+05
10	1,01E+05	—

Tableau N°16 : évolution de la concentration en phosphore dans la phase solide

temps (jours)	[P] ( $\mu\text{g/g}$ de sol)	
	essai 1	essai 2
0	77	91
1	69	73
2	—	54
3	45	42
4	37	36
5	31	34
6	27	—
7	22	25
10	21	—

Tableau N°17 : évolution de la concentration en phosphore dans la phase liquide

temps (jours)	[P] (g/l)	
	essai 1	essai 2
0	0,017	0,025
1	0,0151	0,017
2	—	0,013
3	0,0126	0,011
4	0,0115	0,0094
5	0,0102	0,009
6	0,0095	—
7	0,0089	0,0086
10	0,0087	—

Tableau N°18 : Evolution de la teneur en Hydrocarbures totaux dans la phase solide

Temps (jours)	Hydrocarbures totaux (mg/kg)
0	942,7076
2	546,1244
4	126,9195
7	34,1119

Tableau N°19 : Evolution de la teneur en Hydrocarbures totaux dans la phase liquide

Temps (jours)	Hydrocarbures totaux (mg/l)
0	0
2	19,7768
4	14,9101
7	12,1796

Tableau N°20 : Evolution du carbone organique total dans la phase solide

Temps (jours)	C.O.T (%)
0	3,100
2	2,165
4	0,493
7	0,492