



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Ecole Nationale Polytechnique

MEMOIRE DE MAGISTER

En Génie de l'environnement

Option : Génie de l'environnement

***BIOREMEDIATION D'UN SOL POLLUE
PAR LES HYDROCARBURES (Gasoil)
DANS UN BIOREACTEUR FLUIDISE A JET***

Présenté par

M^{elle} Nadia CHEKIR

Ingénieur d'Etat en Génie de l'environnement

Devant le jury :

Président :	Mr R. KHERBACHI	Professeur (E.N.P)
Examineurs :	M ^{me} F.BENTAHAR	Professeur (U.S.T.H.B.)
	Mr. S. SEBIH	Professeur (U.S.T.H.B.)
	M ^{me} ZOGHLACHE	Chargée de cours (E.N.P)
Directeur de thèse :	M ^{elle} J. ARRAR	Chargée de cours (E.N.P.)

Promotion 2005

Remerciements

Ce travail a été réalisé au laboratoire des phénomènes de transfert de la faculté de Génie Mécanique et de Génie des Procédés à l'Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene (U.S.T.H.B), sous la direction scientifique du Professeur **F. BENTAHAR**, que je remercie vivement de m'avoir accueilli au sein de son laboratoire. Qu'elle trouve aussi ici toute ma gratitude pour les conseils qu'elle m'a dispensé tout au long de l'accomplissement de cette recherche ainsi que pour avoir accepté d'en être l'examinatrice. C'est avec son soutien que ce travail a pu aboutir.

Que **M^{elle} J. ARRAR**, Chargée de cours à l'E.N.P, trouve ici le témoignage de mon grand respect, pour m'avoir guidée et aidée je ne saurais jamais la remercier assez d'avoir mis à ma disposition son savoir et sa patience.

Je remercie **Mr R. KHERBACHI**, Professeur à l'E.N.P, pour l'honneur qu'il m'a fait en présidant l'honorable jury, qui aura à juger le présent travail.

J'exprime ma gratitude à **M^{me} ZOGHLECHE**, Chargée de cours, à l'E.N.P. pour avoir accepté d'être membre de ce jury.

Ma profonde gratitude et mes plus sincères remerciements vont aussi à **Mr S. SEBIH**, professeur à l'U.S.T.H.B, tout d'abord pour son assistance précieuse et, une seconde fois, pour avoir consacré une partie de ses activités et de son temps à la lecture de ce mémoire et accepté de faire partie de ce jury.

Ma reconnaissance va également à toute l'équipe du département de chimie de l'Ecole militaire polytechnique (E.M.P).

Je tiens à exprimer aussi mes plus vifs remerciements à tout le personnel de l'Algérienne des eaux (**A.D.E**) et plus particulièrement à **M^{elle} L. FARAH**.

Que **M^{me} N. BRAHIMI** trouve ici le témoignage de ma profonde reconnaissance pour sa présence, son soutien moral et matériel.

Mes remerciements s'adressent aussi à **M^{elle} A. OUNNAR** pour son apport, ses encouragements et sa bonne humeur.

Mes profondes amitiés et reconnaissances vont à toute l'équipe du laboratoire des phénomènes de transfert.

Enfin, je ne saurais terminer, sans oublier de remercier mes parents, mes sœurs et frères, mes amis, et tous ceux qui m'ont encouragé et supporté tout au long de cette recherche.

SOMMAIRE

NOMENCLATURE

INTRODUCTION GENERALE

10

CHAPITRE I : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

I.1. Hydrocarbures	13
I.1.1 Classification des hydrocarbures	13
I.1.1.1 Hydrocarbures aliphatiques	13
I.1.1.2 Hydrocarbures aliphatiques insaturés	13
I.1.1.3 Hydrocarbures aromatiques	13
I.1.2 Pétrole brut	14
I.1.3 Pétrole raffiné	14
I.1.4 Gasoil	14
I.2 Devenir des hydrocarbures dans l'environnement	14
I.2.1 Évaporation	14
I.2.2 Solubilisation	14
I.2.3 Biodégradation	15
I.3 Réhabilitation des sols	15
I.3.1 Méthodes de réhabilitation des sols	15
I.3.1.1 Confinement	15
I.3.1.2 Traitement in situ	15
I.3.1.3 Traitement ex situ	16
I.3.2 Techniques de traitement	16
I.3.2.1 Techniques physiques	16
a) Extraction sous vide ou « venting »	16
b) Traitement par injection d'air ou de vapeur « stripping »	16
c) Extraction électrique	16
d) Lavage des sols	16
e) Traitements thermiques	16
I.3.2.2 Techniques chimiques	17
a) Extraction par solvant	17
b) Immobilisation chimique	17
c) Oxydation chimique	17
I.3.2.3 Procédés biologiques	17
I.3.2.3.1 La bioremédiation	18
a) Atténuation naturelle	18
b) Biostimulation	18
c) Bioaugmentaion	18
I.3.2.3.2 Facteurs influençant la biodégradation des hydrocarbures	18
a) Humidité	18
b) pH	19
c) Température	19
d) Taux d'oxygène	19
e) Apport de nutriments	19
I.3.2.3.3 Les micro-organismes dépolluants	20
a) Biodégradation des hydrocarbures aliphatiques	21

b) Biodégradation des hydrocarbures aromatiques	21
c) Biodégradation du gasoil	22
I.3.2.4 Traitement mis en œuvre	22
I.3.2.4.1 Traitement In situ	22
a) Bioventing	23
b) Biosparging	23
c) Biofiltration	23
d) Bioslurpings	23
e) Phytoremediation	23
I.3.2.4.2 Traitements sur site	23
a) Le compostage	23
b) Landfarming	23
c) Biopiles	24
I.3.2.4.3 Traitements hors site (bioréacteur)	24
a) Bioslurry	25
b) Bioréacteur de type boues activées	25
c) bioréacteurs type « sol immobilisé »	26
d) Bioréacteur à sol statique	26
e) Procédé biologique à lit fluidisé	26
I.4 Législations et normes	27
I.5 Fluidisation	29
I.5.1 Phénomène de fluidisation	29
I.5.2 Différentes phases de fluidisation	29
I.6 Lits à jet	31

CHAPITRE II : INSTALLATION EXPERIMENTALE ET METHODES DE MESURES ET CALCULS

II.1 Description de l'installation expérimentale	34
II.1.1 Colonne de fluidisation	34
II.1.2 Boite à vent	34
II.1.3 Zone de désengagement	34
II.1.4 Distributeur d'air	34
II.1.5 Injecteur	36
II.1.6 Prises de pression pariétales	36
II.1.7 Sonde de Pitot	36
II.1.8 Système de chauffage	36
II.2 Méthodes de mesure et calculs	36
III.2.1 Mesure des débits	36
III.2.2 Mesure des vitesses	37
II.3 Caractéristiques du gaz et du solide	37
II.3.1 Caractéristiques du gaz	37
II.3.2 Caractéristiques du solide	38
II.3.2.1. Diamètre des particules	38
II.3.2.2. Masse volumique	38
II.3.2.3. Facteur de sphéricité	38
II.3.2.4 pH	39
II.3.2.5 Humidité	39
II.3.2.6 Matière organique	39
II.3.2.7 Teneur en argile	39

II.4 Dosage des Paramètres de pollution (nitrites, nitrates, azote ammoniacal et phosphore)	40
II.4.1 Dosage des nitrites	40
II.4.2 Dosage des nitrates	40
II.4.3 Dosage de l'azote ammoniacal	40
II.4.4 Dosage du phosphore	41
II.5 Dosage du carbone organique	41
II.6 Dosage des hydrocarbures	41
II.6.1 Extraction des hydrocarbures	41
II.6.2 Analyse par chromatographie en phase gazeuse	42
II.6.3 Analyse par spectroscopie infrarouge	42
II.7 Caractéristiques biologiques du sol	42
II.7.1 Méthode de dilution	42
II.7.2 Coloration de Gram	43

CHAPITRE III : RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION

III.1 Etude du sol	46
III.1.1 Propriétés physiques du solide	46
III.1.2 Pollution du sol	46
III.1.3 Caractéristiques physico-chimiques du sol	46
III.1.4 Caractéristiques biologiques du sol	48
III.2 Etude hydrodynamique	49
III.2.1 Etude de l'expansion du lit	49
III.2.1.1 Profils de pression	49
III.2.1.2 Perte de pression totale	50
III.2.1.3 Gradient de pression	51
III.2.2 Vitesse minimale du jet	52
III.3 Essais préliminaire de l'évolution de la teneur en humidité dans le lit	52
III.4 Traitement biologique du sol pollué	58
III.4.1 Optimisation des paramètres influençant la biodégradation	58
a) Influence de l'humidité	58
b) Influence de la température	58
c) Influence des nutriments	58
d) Influence du pH	58
III.4.2 Evolution de la croissance bactérienne	58
III.4.3 Evolution de la teneur en nutriments	62
III.4.3.1 Evolution de la teneur en azote	62
III.4.3.1.1 Evolution de l'azote ammoniacal	63
III.4.3.1.2 Evolution des nitrates	66
III.4.3.1.3 Evolution des nitrites	66
III.4.3.2 Evolution du phosphore	69
III.4.4 Evolution du carbone organique	74
III.4.5 Evolution de la teneur des hydrocarbures	74
III.4.6 Biodégradation des hydrocarbures	84
III.4.7 Cinétique de dégradation des hydrocarbures	85

COCLUSION GENERALE	90
---------------------------	-----------

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANNEXES

- A.1 : Distribution granulométrique du solide
- A.2 : Détermination de la masse volumique du solide
- A.3 : Détermination du coefficient de sphéricité
- A.4 : Calcul de la vitesse minimale de fluidisation et de la vitesse terminale de chute libre des particules
- A.5 : Comportement hydrodynamique du solide
- A.6 : Teneur en argile
- A.7 : Dosage des nutriments
- A.8 : Dosage du carbone organique
- A.9 : Evolution de la teneur en humidité et la vitesse de séchage
- A.10 : Evolution de la biomasse
- A.11 : Evolution de la concentration des nutriments en fonction du temps
- A.12 : Résultats expérimentaux de la chromatographie

NOMENCLATURE

LETTERES LATINS

A	: Pourcentage de l'argile	-
C	: Carbone	-
CO	: Carbone organique	(%)
d	: Diamètre de l'orifice du diaphragme	m
d_p	: Diamètre moyen des particules	m
D	: Diamètre de la conduite	m
g	: Accélération de la pesanteur	$m.s^{-2}$
$[HC]^*$: concentration réduite des hydrocarbures	-
Hu	: Taux d'humidité (kg eau/kg de matière humide)	(%)
K	: Coefficient de décharge	-
L	: Hauteur du lit	m
MO	: Matière organique (kg de MO/ kg de solide)	(%)
$[NH_4^+]$: Azote ammoniacal	mg/g
$[NH_4^+]^*$: Concentration réduite de l'azote ammoniacal	-
$[NO_2^-]$: Azote nitrique	mg/g
$[NO_2^-]^*$: Concentration réduite des nitrites	-
$[NO_3^-]$: Azote nitreux	mg/g
$[NO_3^-]^*$: Concentration réduite des nitrates	-
P	: Pression atmosphérique	Pa
$[PO_4^{3-}]$: Orthophosphate	mg/g
$[PO_4^{3-}]^*$: Concentration réduite des orthophosphates	-
P_{st}	: Pression statique	Pa
ΔP	: Perte de pression dans le lit	Pa
ΔP_t	: Perte de pression totale dans le lit	Pa
$-\partial P/\partial X$: Gradient de pression longitudinal	$Pa.m^{-1}$
q_f	: Débit massique de l'air de fluidisation	$kg.s^{-1}$
q_j	: Débit massique du jet à la sortie de l'injecteur	$kg.s^{-1}$
q_{mf}	: Débit massique de l'air au minimum de fluidisation	$kg.s^{-1}$
R_{HC}	: Rendement d'élimination des hydrocarbures	(%)
S	: Section droite de la colonne de fluidisation	m^2
S_0	: Section droite de l'injecteur	m^2
t	: Temps	j
T	: Température	$^{\circ}C$
U	: Vitesse d'aération	$m.s^{-1}$
U_0	: Vitesse initiale du jet à la sortie de l'injecteur	$m.s^{-1}$
U_f	: Vitesse superficielle du gaz de fluidisation	$m.s^{-1}$
U_{ms}	: Vitesse minimale du jet à la sortie de l'injecteur	$m.s^{-1}$
U_{mf}	: Vitesse minimale de fluidisation	$m.s^{-1}$
U_t	: Vitesse terminale de chute libre d'une particule solide	$m.s^{-1}$
W	: Taux d'humidité (kg eau/kg de matière sèche)	(%)
W^*	: Teneur d'humidité réduite	-
X	: Nombre de bactérie	UFC/g

LETTRES GRECQUES

α	: Coefficient de débit
β	: Rapport d'ouverture du diaphragme (d/D)
ε	: Porosité du lit
ε_0	: Porosité du lit fixe
ε_f	: Porosité moyenne du lit fluidisé
ε_{mf}	: Porosité du lit au minimum de fluidisation
ψ	: Facteur de sphéricité des particules
μ_g	: Viscosité dynamique du gaz
μ_{max}	: Taux de croissance maximum
ρ_g	: Masse volumique du gaz
ρ_p	: Masse volumique des particules solides
ω	: Coefficient isentropique de détente

Introduction générale :

INTRODUCTION GENERALE

Au cours du siècle dernier, la mutation industrielle a amplifié les besoins énergétiques, faisant d'abord appel pour les couvrir au charbon puis au pétrole, de sorte que les combustibles fossiles devinrent la source d'innombrables pollutions de l'air, de l'eau et des sols, depuis le stade de leur extraction jusqu'à celui de leur utilisation. En effet, leur exploitation, leur transport et leur utilisation ne cessent de connaître un essor considérable, cela n'est pas sans occasionner des problèmes écologiques graves.

Suite à plusieurs scandales de pollution de sites, tel que le naufrage de l'Exxon Valdez (Alaska 1989), de l'Erika (France 1999) ou plus récemment celui du Prestige (Espagne 2003), il y a eu prise de conscience des problèmes de pratiques de rejets sur sites et de leur impact ainsi que des risques environnementaux induits. Ces nombreux accidents écologiques provoqués par les navires pétroliers ou les « pipe line » ont mis en évidence les dangers liés aux propriétés toxiques des hydrocarbures non seulement sur l'environnement naturel mais aussi sur la santé humaine. Les hydrocarbures aromatiques peuvent interagir avec les mécanismes cellulaires (protéines, ADN), provoquant ainsi des effets à long terme. La toxicité aiguë varie dans de très grandes proportions, mais ce sont surtout les effets mutagènes, cancérogènes et tératogènes qui présentent les risques écologiques et toxicologiques les plus importants [40].

La pollution par les hydrocarbures en milieu marin et terrestre, qu'elle soit chronique ou accidentelle, pose d'importants problèmes d'élimination. Les voies d'élimination chimique et physique ont leurs limites du fait de leur coût ou de leur impact secondaire sur l'environnement. A l'heure actuelle, la principale méthode de décontamination consiste à faire confiance aux micro-organismes naturellement présents dans le milieu pour dégrader les hydrocarbures. Les micro-organismes sont capables d'atteindre les composés organiques quelque soit leur localisation dans la matrice des sols, car ils possèdent des systèmes enzymatiques exocellulaires et intracellulaires. Ainsi le procédé biologique de décontamination du sol est basé sur la capacité de ces micro-organismes à utiliser les polluants organiques comme substrat pour leur croissance. Ce processus de biodégradation naturelle est généralement accéléré en procurant aux bactéries un environnement favorable pour leur développement. Un intérêt particulier est porté sur le développement des techniques biologiques mises en œuvre hors site étant donné qu'elles offrent une solution économique bien adaptée au traitement de grands volumes de sols souillés par une pollution organique moyennement concentrée. A ce niveau, les bioréacteurs interviennent comme une alternative envisageable. Les bioréacteurs apparaissent à travers la littérature plus efficaces que les autres techniques (in situ et sur site). Cependant, cette dernière est encore au stade de développement, et des recherches sont en cours pour optimiser son efficacité et son coût dans le cadre d'une utilisation routinière [21].

C'est pour cela que nous avons orienté notre étude vers la bioremédiation d'un sol pollué par les hydrocarbures dans un réacteur fluidisé à jet.

Le mémoire comprend essentiellement trois chapitres. Le premier chapitre sera consacré à une revue bibliographique regroupant les études antérieures sur les principaux

phénomènes liés à notre thème, plus précisément les différents traitements existants des sols dans les réacteurs biologiques, objet de notre sujet.

Dans le deuxième chapitre, nous avons présenté l'installation expérimentale utilisée au cours de cette étude, les méthodes de mesures des paramètres étudiés et les principales caractéristiques du solide et du gaz utilisés.

Les résultats expérimentaux ont fait l'objet du troisième chapitre où des essais d'expansion du lit en l'absence de jet ont été effectués afin de déterminer les vitesses minimales de fluidisation et du jet. Les expériences menées dans le bioréacteur fluidisé à jet avec différentes vitesses d'aération et différentes vitesses de jet nous ont permis de suivre l'évolution de la biomasse et de la concentration réduite des hydrocarbures en fonction du temps ainsi que les différents paramètres de pollution (azote ammoniacal, nitrite, nitrate et phosphore). La détermination du taux d'évaporation s'est avérée nécessaire afin d'évaluer la contribution de la flore microbienne dans l'élimination des hydrocarbures.

Chapitre I :

Revue bibliographique

CHAPITRE I :

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

Pendant cette dernière décennie, les développements industriels et technologiques ont provoqué un déséquilibre de l'écosystème en libérant d'importantes quantités de polluants dans la nature. Cependant le déversement accidentel et/ou les fuites d'un pipe-line d'hydrocarbures ont fait apparaître une nouvelle cause de pollution d'un genre différent qui représente un des aspects le plus menaçant dans la dégradation de l'environnement. En effet, la croissance importante de l'utilisation des hydrocarbures augmente le risque de pollution des sites marins, terrestres et même des nappes phréatiques.

I.1. Hydrocarbures

I.1.1 Classification des hydrocarbures

Parmi les grandes industries polluantes, l'industrie pétrolière pose de grands problèmes de pollution à tous les niveaux, de l'exploration au transport.

Les hydrocarbures sont des composés chimiques dont les éléments constitutifs sont exclusivement constitués d'hydrogène et de carbone. Ce sont des polluants fréquemment rencontrés dans 80% des cas (pétrole brut, essence, gasoil, huiles pour moteur, etc.).

On distingue trois grandes catégories d'hydrocarbures :

I.1.1.1 Hydrocarbures aliphatiques

Ce sont des molécules linéaires ou ramifiées à longues chaînes. On distingue les alcanes linéaires de formule générale C_nH_{2n+2} et dont l'élimination pose peu de problèmes tant qu'ils sont assez facilement dégradables. Contrairement aux alcanes linéaires, les alcanes ramifiés (isoalcanes) se caractérisent par des branchements et sont beaucoup plus récalcitrants. Les cycloalcanes de formule générale C_nH_{2n} sont également des composés saturés plus résistants que les alcanes linéaires.

I.1.1.2 Hydrocarbures aliphatiques insaturés

Les alcènes, composés issus principalement du craquage du pétrole, ont pour formule générale C_nH_{2n} . Les molécules contiennent une seule double liaison $C=C$.

Les alcynes constituent la troisième grande famille d'hydrocarbures aliphatiques. Ils ont pour formule générale C_nH_{2n-2} ; une molécule d'alcyne contient une triple liaison $C\equiv C$.

I.1.1.3 Hydrocarbures aromatiques

Un hydrocarbure aromatique est une substance dont les molécules possèdent un cycle insaturé à 6 atomes de carbone. On distingue, les aromatiques simples (benzène, toluène, éthyl-benzène et xylène (BTEX)) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP qui ont été inscrits en 1976 dans la liste des polluants prioritaires établie par l'Agence de protection de l'environnement des Etats-Unis (Environmental Protection Agency, EPA) [14,17].

I.1.2 Pétrole brut

Utilisé principalement comme source d'énergie, c'est un mélange très complexe d'hydrocarbures qui se présente généralement sous forme liquide plus au moins visqueux [85].

I.1.3 Pétrole raffiné

La modification de la formule chimique des différents hydrocarbures par substitution est la base de la chimie du pétrole. Il permet la fabrication de nombreux produits commerciaux tel que le fuel lourd, le goudron, l'essence et le gasoil qui fait l'objet de notre étude.

I.1.4 Gasoil

C'est l'un des principaux produits de distillation du pétrole brut. Il est composé d'hydrocarbures saturés (n-alcanes, naphènes) à plus de 60% et de composés aromatiques à 40%. Selon **Brinkmann et coll.** [13], le carbone contenu dans le diesel est de 86,27% tandis que l'hydrogène H est de 13,38%.

C'est une catégorie intermédiaire entre les légers et les lourds avec une masse volumique à 15 °C : $820 < \rho < 860 \text{ kg/m}^3$ [11, 13, 85].

I.2 Devenir des hydrocarbures dans l'environnement

Les hydrocarbures dans la nature s'étalent à la surface avant de subir une série de modification par différents processus dont les plus importants sont :

I.2.1 Évaporation

Les composants des hydrocarbures répandus s'évaporent à des taux divers et sont transportés et dilués par les processus atmosphériques [19]. L'évaporation est généralement le principal processus d'altération au cours des premiers jours qui suivent un déversement. L'évaporation peut être responsable de la perte d'un à deux tiers de la masse d'un déversement en l'espace de quelques heures ou d'une journée. La perte initiale rapide des fractions plus volatiles est suivie par une perte progressivement plus lente de composés moins volatils. En général, les molécules de faible poids moléculaire s'évaporent plus rapidement que celles de poids moléculaire élevé qui persistent dans le sol [1, 47].

D'après **Chaîneau et coll.** [18], la toxicité des hydrocarbures diminue après évaporation.

La décontamination d'un sol induit un pourcentage de volatilisation non négligeable situé entre 14% et 35% selon **Allen-King et coll.** [2] et entre 48% et 97% selon **Chaplin et coll.** [19].

I.2.2 Solubilisation

La solubilité des hydrocarbures dans l'eau augmente avec la polarité des composés. Il est important de noter que ces hydrocarbures solubles sont de loin les plus dangereux pour l'environnement. Ils sont difficiles à éliminer et sont absorbés par la faune et la flore. Les plus solubles sont plus facilement accessibles pour la biodégradation.

I.2.3 Biodégradation

Certains organismes peuvent utiliser les hydrocarbures comme source de carbone. La biodégradation des composés organiques se produit en condition aérobie ou anaérobie selon la structure moléculaire et les conditions environnementales. Le potentiel de biodégradation permet de classer les composés en trois catégories :

- ❖ les composés dégradables ;
- ❖ les composés persistants qui ne changent pas d'état spontanément ;
- ❖ les composés récalcitrants.

I.3 Réhabilitation des sols

Pour résoudre un problème de décontamination d'un sol, il n'y a pas de solution exclusive. Le traitement à mettre en œuvre est souvent une combinaison de plusieurs techniques. Le choix est principalement fonction de différents facteurs dont [9] :

- la nature du sol ;
- les polluants présents ;
- les objectifs de dépollution à atteindre ;
- les délais imposés ;
- l'espace disponible ;
- le contexte économique et réglementaire ;
- la destination future du site.

I.3.1 Méthodes de réhabilitation des sols

L'ensemble des techniques permettant de dépolluer les sites pollués peut être divisé en trois grandes catégories [9] :

- ❖ confinement ;
- ❖ traitement in situ ;
- ❖ traitement ex situ.

I.3.1.1 Confinement

Il consiste à isoler la source de pollution pour empêcher la migration des substances polluantes. Cette technique nécessite la mise en place de barrières étanches naturelles (argiles) ou synthétiques (verticales pour confiner le fond et horizontales pour imperméabiliser la surface) [61]. Il est utilisé dans le cas où, pour des raisons techniques et économiques, il n'existe pas de solution conduisant à une véritable décontamination du site considéré. Cela peut être également une technique d'attente, en cas d'urgence, avant une dépollution ultérieure.

I.3.1.2 Traitement in situ

Il permet de dépolluer le sous-sol d'un site sans excavation. L'excavation n'étant pas toujours possible, ce traitement est employé dans de nombreux cas [66] tels que des sites industriels en activité.

I.3.1.3 Traitement ex situ

Les terres polluées sont extraites et traitées sur le site même. La terre traitée peut être laissée sur le site « on site » ou éventuellement évacuée pour être ensuite traitée « hors site » [10].

I.3.2 Techniques de traitement

Le traitement d'un site implique presque toujours la mise en œuvre de plusieurs techniques et procédés, simultanément ou successivement [54].

En fonction de la nature du polluant, de la géologie du site et des propriétés du sol, on peut opter pour différents types de techniques de traitement.

I.3.2.1 Techniques physiques

a) Extraction sous vide « venting » : Il s'agit d'une technologie simple, performante et de faible coût. Le principe repose sur la mise en dépression du sol contaminé par l'intermédiaire d'une pompe à vide, il y a alors aspiration de vapeurs polluées qui peuvent être traitées par oxydation catalytique, par condensation réfrigérée ou par adsorption sur charbon actif [23].

b) Traitement par injection d'air ou de vapeur « stripping » : il est adapté aux sols contaminés par des solvants chlorés ou par des produits organiques volatiles [9]. Le principe consiste à injecter de l'air ou de la vapeur sous pression dans le sol grâce à des puits d'injection afin de mettre en vapeur des composés volatiles. Des puits d'extraction permettent de récupérer les vapeurs toxiques qui sont traités par un filtre à air à charbon actif ou par un autre procédé. Le stripping désigne le mécanisme de transfert d'un polluant d'une phase liquide ou solide vers une phase gazeuse [43].

c) Extraction électrique : La présence d'électrodes poreuses (des anodes et des cathodes) permet la circulation d'un courant électrique dans le sol. Les particules chargées se déplacent ainsi vers les électrodes de charges opposées à la leur et peuvent alors être récupérés par pompage ou siphonages.

d) Lavage des sols : le principe est simple. Il consiste à séparer les polluants du sol par injection d'eau dans la terre la plus souvent excavée en ajoutant éventuellement des produits tensioactifs [9].

e) Traitements thermiques : ils sont adaptés à des sols pollués par des matières organiques facilement oxydables et largement convertibles en gaz carbonique (CO_2) et eau (H_2O). Ce type de traitement consiste à détruire des polluants organiques par combustion, par pyrolyse ou par désorption thermique. Il existe deux méthodes de chauffage :

➤ **Chauffage direct :** le sol est chauffé à 1000°C directement en y introduisant de l'oxygène ; c'est une méthode simple mais coûte chère en terme d'énergie;

➤ **Chauffage indirect :** le sol est dans un four étanche. Il n'est pas en contact avec la source de chaleur. La température avoisine 600 à 800°C et est suffisante pour extraire les polluants par désorption thermique.

Ces techniques engendrent une autre forme de pollution [4]. Des produits toxiques peuvent être formés tels du SO_2 ou des NO_x .

I.3.2.2 Techniques chimiques

Cette technique a pour but d'injecter dans le sol un réactif chimique. Ce réactif réagit avec certains polluants du sol afin de former des produits moins nocifs ou afin de concentrer les polluants qui sont alors faciles à extraire.

a) Extraction par solvant : on utilise actuellement des solvants organiques qui permettent de dissoudre la plupart des polluants organiques et toxiques. Le solvant est introduit dans le sol ; il piège le polluant qui est extrait et traité.

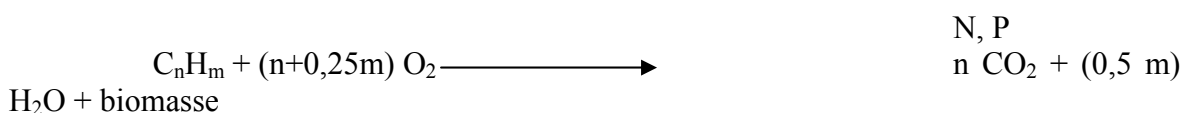
b) Immobilisation chimique : se pratique en introduisant dans le sol des produits chimiques qui vont transformer les polluants en produits moins nocifs par stabilisation. En solution, les réactifs sont appliqués en saturant le sol soit par inondation de la surface, soit graduellement par nébulisation. Un traitement complémentaire sera nécessaire si le réactif chimique utilisé est lui-même indésirable [79].

c) Oxydation chimique : proche de l'immobilisation, on y utilise des oxydants puissants tels que le peroxyde d'hydrogène, le chlore et l'ozone. Ces oxydants chimiques sont capables de convertir les polluants en composés moins toxiques et facilement biodégradables. Ils diminuent le temps nécessaire à la décontamination [44, 80]. L'application d'oxydants chimiques comme pré-traitement exerce un effet positif sur la biodégradation [44].

I.3.2.3 Procédés biologiques

Le traitement biologique est une approche très importante pour la protection de l'environnement. Il consiste à stimuler, voire à créer la dégradation des polluants, sous l'action de micro-organismes indigènes (autochtones) ou rapportés (allochtones) [19, 54, 66], permettant ainsi la dégradation des composés organiques sous forme de molécules beaucoup plus simples (dioxyde de carbone, méthane, eau). Cette dégradation est réalisée par des organismes unicellulaires tels que bactéries, champignons et levures.

La restauration biologique fonctionne de deux façons : les bactéries peuvent modifier le composé de manière à lui ôter tout danger (ce changement s'appelle biotransformation) ou désintégrer les composés dangereux en éléments plus petits, processus qui s'appelle biodégradation. Il arrive aussi que les éléments plus petits servent à alimenter d'autres bactéries. Certaines peuvent utiliser tout le contaminant pour former des molécules inorganiques comme le dioxyde de carbone et l'eau. La biodégradation complète s'appelle minéralisation [4].



Comparées aux technologies physico-chimiques où le contaminant est quelques fois tout simplement transféré d'une phase à l'autre, les technologies de biotraitement présentent la possibilité de dégrader complètement les contaminants en produits inoffensifs ou moins polluants. De plus, les coûts d'opération du traitement biologique sont généralement bas comparés à ceux des processus physiques et chimiques [20].

I.3.2.3.1 Bioremédiation

La bioremédiation est une technique de choix en raison de sa simplicité, son efficacité, son faible coût, la possibilité d'être couplée à d'autres méthodes de traitement et enfin celles d'atteindre une destruction complète [20, 56, 75]. Il existe plusieurs types de bioremédiation :

a) Atténuation naturelle : elle repose sur le développement naturel des bactéries présentes dans le sol. Cette approche est passive et le processus de biodégradation dépend uniquement des conditions naturelles du site. Une diminution significative des teneurs en polluants est alors incertaine et ne peut être envisagée que sur un très long terme.

Des études des terrains s'accordent pour estimer que l'atténuation naturelle est lente, avec une demie vie d'au moins deux ans selon Vandecasteele *et coll.* [81] et un rendement d'élimination de 1,7% selon Li *et coll.* [47].

b) Biostimulation : la biostimulation consiste à modifier les conditions d'un site pour en augmenter les taux de biodégradation par l'adjonction de nutriments et agents correcteurs du milieu [84].

Chaîneau *et coll.* [18] et Greer *et coll.* [33] constatent que l'ajout des nutriments (N, P) augmente le taux de dégradation.

L'amendement nutritif est une pratique courante et efficace pour augmenter la remédiation des hydrocarbures.

c) Bioaugmentation : la bioaugmentation est l'adjonction de micro-organismes et d'enzymes spécifiquement élevés et adaptés pour digérer un type précis de polluants en vue d'améliorer le taux de bioremédiation du sol. Elle s'avère particulièrement intéressante dans les cas de bioremédiation de polluants très récalcitrants [84].

Rosenberg *et coll.* [63] montrent que l'injection d'une culture de bactérie tel que : *A. Calcoaceticus*, *Acinetobacter* et *Pseudomonas* augmente l'élimination des hydrocarbures à 45% comparé à 8% sans ajout de bactéries.

I.3.2.3.2 Facteurs influençant la biodégradation des hydrocarbures

De nombreux paramètres influent sur l'efficacité des techniques de traitements biologiques et sont à contrôler tels le taux d'humidité, le pH, la température.

a) Humidité : l'humidité est un paramètre important dans le processus de biodégradation des composés organiques simples ou complexes. Il est connu que des faibles taux d'humidité du sol inférieurs à 2 % [4, 22] limitent les vitesses de biodégradation. Inversement, des teneurs trop élevées vont influencer sur la perméabilité des sols aux gaz et générer des conditions de limitation de transfert de l'oxygène et donc de limitation du métabolisme microbien aérobie [4].

Davis et Madsen [22] ont observé que pour une teneur d'humidité de 2%, il n'y a pas de dégradation du toluène tandis que pour une teneur d'humidité de 14% la dégradation est presque complète.

b) pH : l'activité microbienne est largement affectée par le pH. Il doit être entre 5 et 9 avec un optimum aux alentours de 7 [26] pour ne pas nuire à la croissance des micro-organismes [6]. Si le pH est acide, il peut favoriser la solubilisation des métaux lourds qui sont très toxiques pour les bactéries [1].

c) Température : elle influence profondément la multiplication microbienne et le métabolisme. Les températures optimales de la croissance et de l'activité des réactions biochimiques des micro-organismes du sol varient considérablement suivant les espèces. Selon la température optimale de développement, on distingue [41] les microorganismes psychrophiles (0 – 15 °C) ; les microorganismes mésophiles (20 - 40 °C) et les microorganismes thermophiles qui se multiplient préférentiellement entre 45 et 60 °C.

La biodégradation des composés organiques diminue en fonction de la température. Une baisse de cette dernière décroît l'activité microbienne puisqu'une variation de 10°C diminue de moitié cette activité [32, 66]. L'échelle de température propice à une bonne activité microbienne se situe entre 20 et 37 °C.

d) Taux d'oxygène : le processus biologique aérobie est spécialement souhaitable pour la remédiation des sols contaminés par le diesel [13]. Lorsque l'oxygène est consommé par les micro-organismes, une nouvelle biomasse est synthétisée [44] ainsi la respiration aérobie semble être le mécanisme primaire pour la biodégradation des hydrocarbures [33]. La concentration en oxygène doit être supérieure à 10% pour stimuler la dégradation par voie aérobie [66, 84].

Plusieurs auteurs ont montré que la biodégradation anaérobie est plus lente que la biodégradation aérobie [47].

e) Apport de nutriments : les nutriments sont indispensables à l'activité et au développement des micro-organismes [6]. Ce sont des corps simples qui peuvent être assimilés, sans transformation digestive par les organismes, et favoriser la croissance des populations bactériennes. Les plus importants sont l'azote et le phosphore (N, P) et ils doivent être utilisés à des concentrations appropriées selon un certain rapport de carbone/azote et carbone/phosphore.

L'azote sert à la synthèse des protéines et le phosphore fait partie des acides nucléiques de nombreux coenzymes et de l'ATP.

Les teneurs en azote et phosphore exprimées en rapport massique de carbone organique diffèrent selon plusieurs auteurs. Elles dépendent essentiellement de la quantité de carbone présente préalablement dans le sol contaminé (tableau I.1).

Des études ont prouvé que la biodégradation des hydrocarbures est supérieure dans un sol fertilisé [18, 63]. En effet, *Greer et coll.* [33] et *Venosa et coll.* [82] ont noté que l'activité microbienne augmente en réponse à l'application de l'azote et du phosphore. Une plus grande augmentation a été constatée avec l'ajout des nitrates d'ammonium qui sont aisément assimilés par les bactéries qu'avec le nitrate de sodium qui ne stimule pas la minéralisation.

Le tableau I.1 regroupe les différents rapports C/N/P selon différents auteurs.

Tableau I.1 : Rapports C/N/P recommandées

Proportion C/N/P	Auteurs	Réf
100/15/3	E. Rosenberg et coll. (1992)	[63]
100/5/1	J. W. Davis et S. Madsen (1996)	[22]
100/10/1	I. Vankemenade et coll. (1996)	[80]
100/10/1	K. Z. T. Barry (1997)	[11]
1000/10/1	D. Brinkmann (1998)	[13]
60/2/1	D. P. Cassidy et coll. (2000)	[15]
100/10/1 à 100/50/10	C. H. Chaînerau (2000)	[18]
100/5/1	A. Gibb et coll. (2001)	[32]
150/10/3	A. D. Venosa et coll. (2002)	[82]
100/5/1	G. Nano et coll. (2003)	[56]
100/10/1	J. Sabaté et coll. (2004)	[64]
120/10/1	F. M. Ghazali et coll. (2004)	[31]
120/10/1	S. Gabet (2004)	[26]

I.3.2.3.3 Les micro-organismes dépolluants

Les micro-organismes sont des organismes vivants de taille microscopique et généralement unicellulaires qui prolifèrent naturellement dans tous les milieux et dans des conditions très variables. Les micro-organismes sollicités sont souvent des bactéries bien que les champignons (fungi) interviennent dans certains traitements ex-situ [74]. Les travaux de **Song et coll.** [73] montrent que 82% de la minéralisation du n – hexadécane est attribuée aux bactéries tandis que 13% au fungi.

Ce sont pour la plupart, des espèces aérobies, c'est-à-dire consommatrices d'oxygène selon **Zobell** [92], soixante-dix espèces microbiennes ont déjà prouvé leur capacité à dégrader les hydrocarbures.

D'après **Atlas** [3], les bactéries actives les plus fréquentes dans le milieu naturel sont : *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Mycobacterium*, *Brevibacterium*, *Corynebacterium*, *Arthorbacter*.

Il est nécessaire de trouver l'environnement optimum pour les micro-organismes afin qu'ils métabolisent efficacement les contaminants sur site. Dans la plupart des traitements, les bactéries indigènes sont privilégiées, ce qui évite les temps de latence dûs à l'adaptation de micro-organismes au milieu, à la température et au substrat [16].

De même, il existe de nombreux micro-organismes producteurs de surfactants biodégradables qui pourraient permettre, à l'avenir, de mieux lutter contre les pollutions. [5, 12, 20, 74]. Les surfactants sont d'ailleurs de plus en plus sollicités pour la décontamination des milieux naturels.

Le plus souvent, une seule espèce microbienne ne possède pas tout le système enzymatique capable de dégrader un polluant jusqu'à sa minéralisation. Celle-ci nécessite la présence d'un consortium complexe de population microbienne spécialisées chacune dans des étapes spécifiques de la voie métabolique [7].

Ghazali et coll. [31] ont cité *Pseudomonas aeruginosa*, *Bacillus* et *Micrococcus* comme culture d'importante efficacité pour nettoyer les chaînes moyennes et longues des alcanes dans le diesel. **Slaoui et coll.** [69] ont par ailleurs observé que *Pseudomonas* est la plus performante.

Les études très détaillées menées depuis les années soixante n'ont concerné que certains hydrocarbures, certes parfois très importants, comme les hydrocarbures

monoaromatiques, benzène, toluène, éthylbenzène, xylène (BTEX), mais qui ne représentent numériquement qu'une minorité des constituants présents [71].

a) Biodégradation des hydrocarbures aliphatiques

Les hydrocarbures aliphatiques ne sont dégradables qu'en conditions aérobies [66]. Les chaînes aliphatiques sont attaquées facilement alors que les alcanes ramifiés sont généralement moins sensibles à la biodégradation, ce qui peut provoquer leur accumulation dans l'environnement. L'augmentation du nombre de ramification a pour effet de diminuer leur biodégradabilité [72].

Les propriétés liées au nombre de carbone donc à la grosseur des molécules sont importantes. Les petites molécules sont sous forme gazeuse et par conséquent volatiles. Les molécules de taille moyenne sont moins volatiles et se dégradent facilement; par contre les grosses molécules ne sont plus volatiles et se dégradent difficilement.

Des bactéries méthylophiles strictes (substrats de croissance restreints au méthane et dans certains cas au méthanol) sont seules capables de dégrader le méthane. Elles sont très répandues reflétant la distribution du méthane dans l'environnement et appartiennent à cinq genres de bactéries gram-négatives (*Methylobacter*, *Methylococcus*, *Methylomonas*, *Methylocystis*),

Les alcanes courts ($C_2 - C_4$) sont dégradés par des bactéries appartenant aux genres *Mycobacterium* et *Nocardia* et par certains champignons (*Graphium sp.*).

Les alcanes à chaînes moyennes ($C_5 - C_{10}$) utilisés notamment par des bactéries du genre *Pseudomonas*. *P. aeruginosa* et *P. putida* (*p. oleovorans*) ont été partiellement étudiés.

Les alcanes à longue chaîne ($C_{10} - C_{20}$) très bien utilisés par les microorganismes, plus rapidement que les alcanes moyens. Les bactéries appartiennent en particulier au groupe *Corynebacterium*, *Myocobacterium* *Nocardia* (CMN), notamment au genre *Rhodococcus* mais à des genres gram-négatifs (*Pseudomonas*, *Alcaligenes*). Les *n*-alcanes à longue chaîne sont également d'excellents substrats pour plusieurs genres de levures (*Candida*, *Pichia*, *Yarrowia*, *Torulopsis*)

Les alcanes à très longues chaînes ($> C_{20}$) sont également dégradés par les microorganismes mais l'utilisation de ces substrats solides à température ambiante a été moins étudiée.

b) Biodégradation des hydrocarbures aromatiques

Il est très difficile de traiter certains sols très concentrés en hydrocarbures aromatiques polycycliques de haut poids moléculaires comme ceux possédant plus de 5 anneaux; par exemple le benzo(a)pyrène, les hydrocarbures de haut poids moléculaires ($>C_{40}$) et les polluants halogénés (Biphénylpolychloré, chlorodioxine, chlorofurane) ainsi que plusieurs composés chlorés comme les solvants. Tous ces produits sont encore considérés comme réfractaires à la biodégradation. Leur biotraitement nécessite des microorganismes spécifiquement adaptés à ce type de polluant et dans des conditions environnementales favorables à l'activité de ces derniers.

La dégradation des hydrocarbures monoaromatiques, notamment du benzène, du toluène, de l'éthylbenzène, des *ortho-meta*-et *para*- xylènes (BTEX) est clairement confirmée. Elle est essentiellement le fait de bactéries gram-négatives (*Pseudomonas*) et gram-positives du groupe CMN [66].

La dégradation est initiée par des monooxygénases (hydroxylases) agissant sur les substituants alkyles du cycle aromatique ou sur le cycle lui-même. Le mode d'attaque

dépend des groupements alkyles substituants mais pour un même composé, il dépend également de la souche bactérienne.

Davis et Madsen [22] ont pu atteindre un rendement de 50% au bout de 220 h pour un sol pollué par le toluène. La biodégradation de ce dernier est meilleure selon **Hubert et coll. [34]** et **Choi et coll. [20]** grâce à une souche adaptée du genre *Pseudomonas Putida*.

La biodégradation du benzène suivi par **Yeom et Daugulis [90]** donne un rendement de 63,8% au bout de 24 h seulement de traitement.

Le résultat de la biodégradation diffère d'un composé à un autre, **Villemur et coll. [83]** ont observé une dégradation complète du pyrène en moins de 15 jours, puisque 80% était minéralisé au bout de 11 jours. Le deuxième composé, le benzo[a]pyrène, est dégradé en 32 jours à un taux de 65%.

Le chemin de biodégradation des hydrocarbures aromatiques polycycliques est semblable à celui des aromatiques monocycliques. Après la double hydroxylation du premier noyau, une étape d'oxygénation supplémentaire est nécessaire pour chaque ouverture de cycle. Tous les types de HAP (EPA) sont concernés par le traitement biologique, les rendements vont de 76,5 % pour les plus lourds à 98,9% pour les plus légers d'après **Richard et Dumad [60]**.

Cerniglia [17] et **Richard et Dumad [60]** ont observé que la vitesse de dégradation des HAP est inversement proportionnelle à leur poids moléculaire et donc au nombre de cycles aromatiques composant la molécule.

C) Biodégradation du gasoil

Dans le cas du gasoil, la composition en classes structurales d'hydrocarbures explique les taux de dégradation variables. En particulier, le taux de dégradation peut être proche de 100% lorsque les alcanes linéaires sont abondants.

La biodégradation du gasoil dépend de sa composition. C'est ainsi que le taux de biodégradation varie entre 60% et 73% selon **Marchal et coll. [49]** et varie entre 70% et 90% selon **Vandecasteele et coll. [81]**.

Brinkmann et coll. [13] ont observé qu'à la fin d'un traitement biologique, les *n-alcanes* sont complètement éliminés alors que la concentration des molécules lourdes est considérablement réduite. De même **Ghazali et coll [30]** ont constaté que 67 % à 98% d'une fraction du gasoil (C₁₅ – C₂₂) est remédié après 30 jours de traitement.

Selon **Fotinich et coll. [25]**, l'augmentation du débit d'air ou de la température augmente considérablement le processus de dégradation biologique du diesel. Par ailleurs **Barry et Burton [11]** ont obtenu une atténuation complète du diesel au bout de 74 jours.

I.3.2.4 Traitement mis en œuvre

I.3.2.4.1 Traitement In situ

Seule la biostimulation est possible par aération et/ou par apport d'éléments nutritifs. Les eaux de drainage sont récoltées puis redispersés à la surface des sols [54].

a) Bioventing : Le bioventing est un procédé in situ permettant d'aérer la zone insaturée afin que les micro-organismes indigènes du sol puissent mieux respirer et dégrader les polluants [84]. Ainsi, le bioventing permet de stimuler la biodégradation aérobie de certains contaminants. Ce traitement permet d'atteindre des rendements d'élimination de 90% selon la nature des polluants [84]. Ce procédé est particulièrement efficace pour le traitement des polluants volatils résiduels, des huiles et des lubrifiants du gasoil. Les temps de biorestauration peuvent s'étaler sur plusieurs mois et même dans certains cas sur deux à trois ans [43].

b) Biosparging : Le biosparging consiste en l'injection d'air dans la zone saturée en dessous du niveau de la nappe d'eau souterraine à traiter en utilisant des puits verticaux ou horizontaux. Cela permet de :

- stimuler la biodégradation des polluants en milieu liquide ;
- vaporiser les contaminants dissous dans la nappe qui seront ensuite biodégradés dans la zone insaturée [4]. Le rendement de ce procédé peut atteindre 99% [84].

c) Biofiltration : Les effluents gazeux contenant des polluants volatils sont épurés par passage à travers un milieu solide sur lequel sont fixés les micro-organismes qui forment un biofilm [4]. Les composés volatils et l'oxygène, présents dans les gaz à épurer, sont transférés de la phase gazeuse vers le biofilm où la biodégradation est réalisée.

d) Bioslurping : Le principe est basé sur le slurping qui est utilisé dans le cas de polluants flottants. Ce système permet ainsi la récupération et l'éloignement d'une quantité d'huile en phase libre. L'efficacité du bioslurping, en terme de confinement d'une pollution libre, est supérieure à 98% [84].

e) Phytoremédiation : la phytoremédiation emploie des plantes qui généralement en association avec les micro-organismes de la rhizosphère, éliminent, dégradent ou fixent les contaminants dans le sol. C'est une technologie en voie de développement proposée comme alternative ou technique complémentaire pour traiter un sol contaminé par des composés organiques ou minéraux. La phytoremédiation est un processus indirect ; une interaction s'effectue entre les racines des plantes et les micro-organismes. La partie racinaire des plantes est beaucoup plus riche en micro-organismes que les sols, et la bioremediation est alors améliorée [18, 43, 82].

Gallegos-Martinez et coll. [27] ont proposé la phytoremédiation comme moyen de décontamination d'un site contaminé depuis 40 ans avec du pétrole. La microflore identifiée a été capable de dégrader 70% des hydrocarbures au bout de 30 jours.

I.3.2.4.2 Traitements sur site

Cette technique est mise en œuvre sur le site, en surface, lorsque les approvisionnements en utilités (électricité, eau) sont disponibles, éliminant les surcoûts dus au transport.

a) Compostage : le compostage consiste à mélanger les déchets à du compost et du fumier. Le tout est ensuite labouré afin de permettre le contact entre toutes les composantes et de conserver des conditions aérobies. Après le mélange, la matrice est recouverte par une membrane pour protéger la pile et encourager la croissance des bactéries.

b) Landfarming : c'est la plus ancienne des technologies ex situ utilisée. Elle consiste en l'épandage en faible épaisseur des sols pollués par des produits organiques, souvent d'origine pétrolière, sur une surface préparée à l'avance, le terrain pouvant être cultivé ensuite [4]. Cette méthode, un peu plus complexe que le compostage, nécessite les opérations suivantes :

- le sol pollué 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, répandu sur toute la surface à traiter ; il est ensuite enfoui et mélangé au sol ;
- à intervalles réguliers, le sol est travaillé, retourné et biné, pour permettre son aération ; éventuellement des apports secondaires de fertilisant peuvent être effectués [43].

Le traitement biologique en Landfarming a prouvé que c'est une bonne alternative mais l'inconvénient de ce traitement est le besoin d'une grande surface de terre et son taux de dégradation est peu élevé [29]. Lorsqu'on a affaire à un sol pollué contenant une fraction de contaminants volatils non négligeables, ou dans les pays où la législation interdit tout traitement de dépollution à l'air libre (comme le Québec), le compostage et le landfarming sont remplacés par une technique de biodégradation en tas plus élaborée, appelée « biopile ».

c) Biopile : Le tas à traiter sera recouvert d'une membrane imperméable, et la gestion des entrées/sorties des phases liquides et gazeuses devra être parfaitement maîtrisée.

A la base du tas, un système de tuyauterie est installé dans une couche drainante (gravier), il permet une aération efficace selon une répartition régulière.

Au sommet du tas, un dispositif d'aspersion est mis en place ; il servira à humidifier et, éventuellement, à ajouter des nutriments et/ou des micro-organismes. Enfin, l'ensemble est isolé de l'extérieur par une membrane imperméable [66].

Les biopiles ont prouvé leur efficacité en réduisant les concentrations de presque tous les constituants des produits pétroliers trouvés aux emplacements souterrains de stockage [43]. Cette technique est fortement utilisée pour les sols hétérogènes contaminés par des gazoils ou des PCB, et permet une meilleure gestion du traitement que les techniques *in situ* [84]. Le rendement de ce procédé peut atteindre 99% si le temps de traitement est suffisamment long. Les coûts unitaires varient en fonction des volumes de sols mis en jeu.

Les travaux de **Nano et coll.** [56] ont montré que la décontamination en biopiles est un procédé beaucoup moins onéreux puisqu'il exige une faible énergie pour l'aération, ce qui rend la bioremédiation plus rentable même si elle exige une longue période de traitement.

I.3.2.4.3 Traitements hors site (bioréacteur)

Williams [86] a défini un bioréacteur comme un système dans lequel une conversion biologique est effectuée impliquant des enzymes, des micro-organismes ou des cellules d'animal. Ce sont des systèmes généralement composés de réservoirs (réacteurs) qui contiennent un milieu fixe ou en suspension de biomasse et qui opèrent de façon aérobie ou anaérobie. Les bioréacteurs sont particulièrement utilisés lorsque la pollution est concentrée et dans le cas où les microorganismes ont des difficultés à se développer dans des conditions non contrôlées [21]. Les bioréacteurs offrent des avantages non négligeables :

- ils permettent de contrôler et de gérer précisément le processus de biodégradation. En effet, des systèmes de contrôle de pH, de température, d'humidité, des teneurs en nutriments sont faciles à mettre en place;

- le mélange entre le sol 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 pour les temps de contact relativement courts. Les temps de réaction peuvent être continuellement réajustés, en fonction des concentrations mesurées dans le réacteur pour le polluant résiduel et pour les métabolites et la biomasse ;

- par ailleurs en fonction du polluant, on peut déterminer les micro-organismes les mieux adaptés pour le traitement (il peut s'agir d'une partie de la flore bactérienne provenant du milieu pollué lui-même ou des souches autochtones qui seront inoculées dans le réacteur).

a) Bioslurry : C'est une méthode de remédiation pour la décontamination des sols, sédiments et boues. L'emploi de réacteurs agités peut être utile pour des sols généralement difficiles à traiter par d'autres procédés. Les terres tamisées sont mélangées avec de l'eau enrichie ou non en azote et phosphore pour constituer une boue dont la teneur en matière en suspension est de l'ordre de 25 à 30% en poids [6]. Cette boue est ensuite injectée dans un ou plusieurs réacteurs, dont le volume peut atteindre plusieurs centaines de mètres cubes.

Geerdink et coll. [29] se sont intéressés aux réacteurs capables de combiner la remédiation des composés lourds et légers. Ces réacteurs combinent l'injection de l'air et le liquide en bas du réacteur ce qui crée deux zones dans le réacteur, un lit fluidisé principalement pour les grosses particules et une zone de suspension constituée principalement de la fraction fine du sol. Pour tester l'efficacité de ce réacteur, des tests de décontamination ont été effectués sur une vieille pollution persistante de 45 ans et sur une autre pollution artificielle causée par le diesel. Cette dernière donne un taux d'élimination de 70% contrairement à la contamination de 45 ans où le rendement ne dépasse pas 60%.

Dans le même contexte, **Cassidy et coll. [15]** ont suivi pendant 180 jours le traitement d'un sol contaminé par le diesel dans deux réacteurs différents. L'étude comparative entre Continuous Flow reactor (CSTR) et Slurry Batch Reactor (SBR) montrent que le traitement dans le slurry bioréacteur (SBR) atteint un taux de 96% au bout de 15 jours tandis que le réacteur (CSRT) donne un rendement de 75%. De même, la communauté microbienne est 25% supérieure pour le SBR que pour le CSRT.

Okieimen et Okieimen [57] traitent dans un slurry bioréacteur un sol pollué à raison de 50 g d'hydrocarbures/kg de sol. Cette pollution est laissée pendant 5 semaines pour l'adaptation des microorganismes sans oublier de retourner le sol. Plusieurs réacteurs sont mis en place pour pouvoir comparer leur performance en variant la teneur en boues de 0 à 10 % dans ces réacteurs. Les résultats de mesure des teneurs en hydrocarbures au bout de 12 semaines mettent en évidence que plus le pourcentage de boues est important, plus le taux de biodégradation est important. Il atteint 87,3% pour une teneur en boues de 10% tandis que pour des teneurs en boues de 0%, 1% et 5% les taux de biodégradation sont respectivement 41,7%, 43,5% et 69,2%.

b) Bioréacteur de type boues activées : le sol contaminé est tout d'abord traité pour séparer les grosses particules de sol et les roches des particules fines (les contaminants adhèrent généralement à ces dernières) puis est mélangé avec de l'eau. Les boues sont acheminées dans une série de bassins d'aération où sont introduits différents éléments en fonction de la décontamination à effectuer. L'utilisation de ce bioréacteur est avantageuse car elle permet d'accélérer considérablement la vitesse de dégradation des polluants, les conditions environnementales étant contrôlées et la biodisponibilité, de ce fait, augmentée [65]. Cette technologie offre donc un potentiel intéressant pour le traitement des polluants récalcitrants (PCB, HAP).

c) bioréacteurs de type « sol immobilisé » : C'est un nouveau concept qui repose sur l'immobilisation du sol dans un réacteur à injection d'air. Les particules de sol sont piégées dans les pores de géotextiles pour activer les microorganismes qui se trouvent à la surface de ces particules. Une application de cette technique est adoptée par **Karamanev et coll.** [37] qui ont effectué la dépollution d'un sol contaminé par les hydrocarbures dans ce nouveau bioréacteur. Ce dernier est basé sur l'occlusion des particules de sol contenant des microorganismes capables de dégrader les polluants.

d) Bioréacteur à sol statique : Ce bioréacteur permet le traitement du sol en l'absence d'une phase aqueuse. Le sol est amendé avec des nutriments (azote et phosphore) qui permettent de contrôler l'agglomération des particules. L'humidité du sol est également ajustée tandis que le brassage occasionnel de ce dernier augmente la biodisponibilité des polluants et permet de réduire le temps de restauration pour les composés plus récalcitrants [65].

e) Procédé biologique à lit fluidisé : l'utilisation de ce type de bioréacteur est apparue très récemment, car ces dernières années des procédés intensifs dans le domaine du traitement biologique étaient recherchés. En général, le développement du procédé nécessite la prise en compte de la quantité de biofilm, des supports utilisés, des distributeurs d'air et de l'expansion du lit [45].

Un bioréacteur à lit fluidisé peut être utilisé dans plusieurs domaines comme la fermentation et le traitement des eaux usées [87, 70].

Sokol et Halfani [89] ont suivi pendant une période de 9 mois les performances d'un lit fluidisé (FBB : Fluidized Bed Bioreactor). Ils ont déduit que la vitesse minimale de fluidisation augmentait avec l'augmentation du volume du lit par rapport au volume du bioréacteur et à la masse des particules. Le problème rencontré est l'augmentation excessive de la biomasse.

Les travaux de **Koran et coll [37]** ont mis au point un nouveau processus de décontamination d'un sol pollué par des HAP en couplant deux systèmes de traitement dans un réacteur à lit fluidisé à charbon actif granulé (GAC) en conditions anaérobies. Le premier système est le lavage du sol avec du solvant tandis que le deuxième système est un biotraitement anaérobie. Cette étude a pour objectif de montrer l'efficacité d'un lit fluidisé avec le GAC sous des conditions anaérobies. La réduction du naphthalène et de l'acénaphthène est de 86% et 93% respectivement sous les conditions anaérobies. Cette réduction a été observée durant les 400 premiers jours et est due à l'affinité entre le charbon actif (GAC) et les HAP.

Quatre réacteurs à lit fixe et un fermenteur rotatif ont fait l'objet des travaux de **Troquet et coll. [78]**. La comparaison des taux de bioremédiation dans les deux genres de réacteurs montre que les meilleurs taux de biodégradation sont obtenus avec les colonnes fixes dans lesquelles l'écoulement de gaz passe complètement par la couche de sol. Après

200 jours de traitement, la dépollution atteint 22,3 % dans le fermenteur rotatif alors qu'elle atteint un taux de 57,7% dans le réacteur à lit fixe

Une nouvelle conception de bioréacteur triphasique qui est le Jet Loop Reactor (JLR) a fait l'objet des travaux réalisés par **Yagna Preasad et Ramanujam [88]**. Ce travail englobe l'effet de plusieurs paramètres :

- Celui des particules de faible densité sur la vitesse apparente de la circulation du liquide et de la rétention globale du gaz ;
- l'influence du débit d'air et du débit du liquide ;
- l'influence du tube débouchant du réacteur par rapport au diamètre du réacteur.

Ils ont pu observer que la vitesse de circulation du liquide augmente avec l'augmentation du débit liquide mais diminue avec l'augmentation du débit de gaz ou la charge du solide. De même, la rétention du gaz est proportionnelle au débit du gaz ou du liquide mais inversement à la charge du solide. Ils ont déduit que le polyuréthane et le polystyrène donnent de meilleurs résultats que les billes de verre.

Une année plus tard, ces mêmes auteurs **[89]** ont poursuivi leur travail de recherche pour déterminer le coefficient volumétrique global de transfert de matière. Pour les mêmes paramètres, ils ont remarqué que ce coefficient augmente avec l'augmentation des débits du gaz et du liquide. Cependant, les particules de basse densité (polyuréthane et le polystyrène) donnent des valeurs relativement plus élevées du coefficient volumétrique que les billes de verre.

I.4 Législations et normes

Toute pollution ne représente pas nécessairement un risque pour l'environnement. Le risque n'existe que si la concentration du polluant dépasse un certain seuil. Pour un certain nombre de polluants, il existe des normes en dessous desquelles on considère que le polluant ne présente pas de risque pour l'environnement et/ou les humains.

En Algérie, la protection de l'environnement doit être comprise comme partie intégrante du développement lui-même. Des normes qui régissent la réglementation en Algérie ont été fixées **[35]**:

- La loi n°83-03 du 05/02/1983 prend en considération la pollution du sol. Le législateur définit les déchets et pose les principes et les règles générales de leur gestion. Concernant cette dernière, la loi fait obligation à tout détenteur ou producteur de déchets d'assurer leur élimination seulement en évitant et non en supprimant les effets néfastes sur le sol, la faune et la flore.
- Le décret exécutif n°93-160 du 10/07/1993 régit le déversement des huiles et lubrifiants aussi bien dans le milieu naturel que dans le réseau d'assainissement.
- Le décret exécutif n°93-162 du 10/07/1993 fixe les modalités de récupération et de traitement des huiles usagées ;
- Le décret exécutif n°94-73 du 10/01/1994 fixe les règles de conversion des gisements d'hydrocarbures et de protection des aquifères.

L'Algérie a fixé des règles de rejets des eaux industrielles et en particulier des huiles mais jusqu'à présent les normes et les seuils de contamination des sols et des eaux souterraines n'ont pas été établis.

En l'absence de normes algériennes qui régissent la contamination des sols, nous pouvons nous référer aux normes hollandaises connues pour leur simplicité d'emploi tant pour le diagnostic que pour les objectifs de traitements.

Tableau I.2 : Normes Hollandaises de qualité des sols [28].

mg/kg de matière sèche	A, seuil de référence	B, seuil de risque	C, seuil de danger
Métaux lourds			
As	20	30	50
Cd	1	5	20
Co	20	50	300
Cr	100	250	800
Cu	50	100	500
Ag	0,5	2	10
Ni	50	100	500
Pb	50	150	600
Zn	200	500	3000
Composés aromatiques			
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
Hydrocarbures polycycliques (HAP)			
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
Autres composés			
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

I.5 Fluidisation

I.5.1 Phénomène de fluidisation

La fluidisation est une opération qui consiste à mettre en suspension des particules solides de façon à ce qu'elles se comportent comme un fluide, et ce en faisant passer à travers une grille qui supporte le lit de particules, un courant fluide.

La fluidisation d'un système gaz-solide s'accompagne de comportements différents selon la vitesse du courant gazeux. Elle ne peut s'appliquer qu'à un solide à l'état finement divisé sous forme de grains dont les dimensions sont relativement homogènes [68, 24].

I.5.2 Différentes phases de fluidisation

On considère une couche de grains solides placés sur une plaque de type tôle perforée ou plaque poreuse [24]. Un courant gazeux ascendant passe à travers la plaque. Différents phénomènes sont observés et représentés sur la figure I.1.

1. Pour de très faibles vitesses du gaz, les particules sont immobiles, aucune dilatation ne se produit (**cas a**) ;
2. En augmentant la vitesse du courant gazeux, la couche de grains se dilate légèrement mais les grains restent à peu près fixes (**cas b**) ;
3. Pour une vitesse plus grande, il y a une nette expansion de la couche, les grains ne sont plus jointifs et le mélange gaz-solide s'apparente alors à un liquide. C'est le phénomène de fluidisation et le mélange prend le nom de lit fluidisé.

Ce phénomène apparaît pour une valeur de vitesse du gaz qu'on appelle la vitesse minimale de fluidisation.

Par contre, le lit fluidisé peut être plus ou moins stable. Si les grains ne sont pas homogènes, il peut se créer des passages préférentiels, des renardages à travers lesquels le gaz s'écoule et la fluidisation a tendance à disparaître (**cas c**) ;

Il peut également se créer des bulles de gaz importantes qui s'agglomèrent en montant. Cette coalescence conduit à des sortes de bouchons fluides qui éclatent en arrivant à la surface du lit, c'est le phénomène de pistonage (**cas d**) ;

Pour que le lit fluidisé soit stable, il est nécessaire que le gaz soit bien réparti dans une couche de grains solides aussi homogènes ; on a alors la fluidisation stable (**cas e**) ;

4. Pour des vitesses élevées du courant d'air, il y a entraînement de grains solides : c'est le phénomène d'entraînement (**cas f**). celui-ci apparaît pour une valeur donnée de la vitesse du gaz qu'on appelle la vitesse maximale de fluidisation au-delà de laquelle le phénomène de fluidisation disparaît.

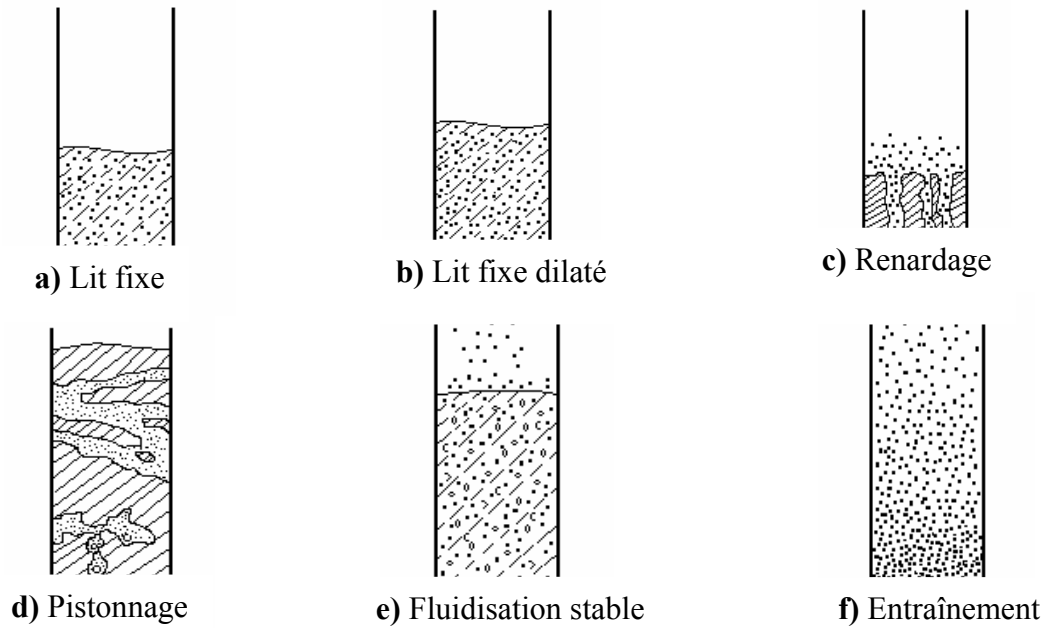


Figure I.1 : Différents phases de fluidisation [24]

Il est à noter que le domaine de vitesses qui caractérise chacun des régimes dépend de la nature et des propriétés physiques des particules solides employées. Ainsi, **Geldart** [30] a classé les poudres en quatre groupes selon leur comportement vis-à-vis de la fluidisation. La figure I.2 représente le diagramme proposé par **Geldart** et les domaines de taille et de masse volumique caractérisant chaque classe de poudre.

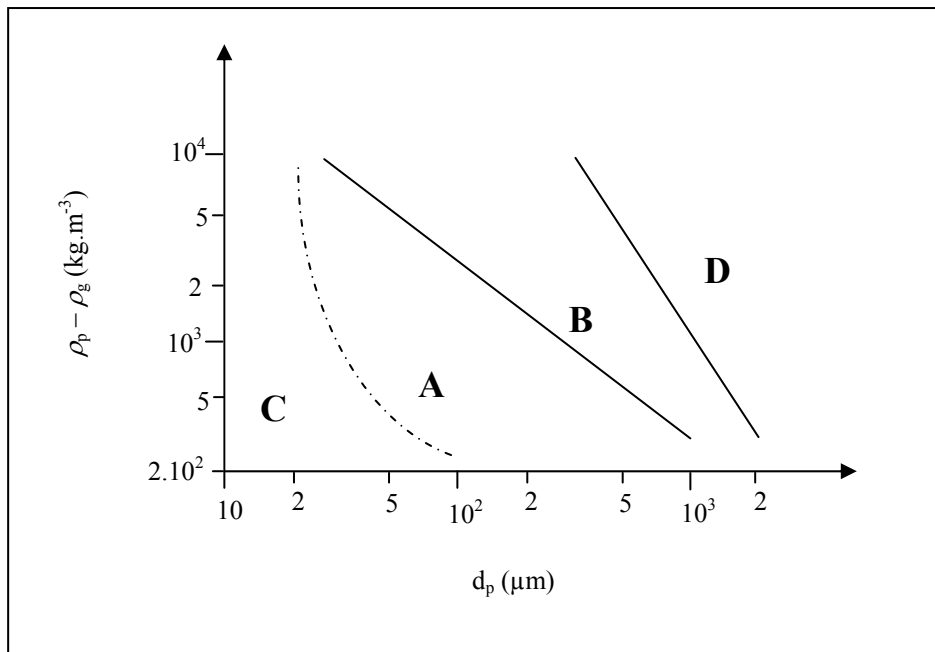


Figure I.2 : Classification de **Geldart** [30]

- Groupe C : Les particules appartenant à ce groupe sont très fines ($d_p < 30 \mu\text{m}$) et de formes irrégulières. Pour ce type de particules, les forces de cohésion interparticulaires sont extrêmement élevées. La fluidisation est difficile et l'on observe le phénomène de renardage. On peut rendre ces particules fluidisables par des artefacts : agitation mécanique, vibration ou addition d'une quantité adéquate de particules facilement fluidisables. Le talc est un exemple de ce type de particules.
- Groupe A : Il s'agit de particules relativement fines ($d_p = 30\text{-}150 \mu\text{m}$) de faibles masses volumiques (inférieures à $1500 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$). Pour ce type de particules, on observe un régime de fluidisation particulaire ou homogène entre la vitesse minimale de fluidisation et la vitesse minimale de bullage. La vitesse d'ascension des bulles pour ce type de poudre est beaucoup plus importante que la vitesse du gaz interstitiel. Le catalyseur de craquage catalytique est un exemple de ce type de particules.
- Groupe B : Ce groupe renferme les particules dont le diamètre moyen varie entre 150 et $500 \mu\text{m}$ et la masse volumique entre 1500 et $4000 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$. La vitesse minimale de bullage est égale à U_{mf} et la vitesse d'ascension des bulles est plus importante que celle du gaz interstitiel de la phase émulsion. Le sable et les billes de verre sont des exemples types de particules.
- Groupe D : Les particules appartenant à ce groupe sont soit de grosses particules ($d_p > 1000 \mu\text{m}$) soit des particules denses ($\rho_p > 3000 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$). Elles sont fluidisables et la vitesse d'ascension des bulles est en général plus faible que la vitesse du gaz interstitiel. Le plomb de chasse en est un exemple type.

I.6 Lits à jet

La mise en contact d'un gaz et de grosses particules de diamètre supérieur à 1 ou 2mm (catégorie D de la classification de Geldart) est difficile à réaliser par les techniques de fluidisation classique. Une autre technique est celle du lit à jet dans lequel le gaz est introduit sous la forme d'un jet à travers un orifice unique placé sur l'axe de la colonne. Celle-ci comporte une section conique généralement surmontée d'une partie cylindrique dont le diamètre est compris entre 0,1 et 1 m au maximum. Le rapport de la hauteur au diamètre du lit est toujours compris entre 1 et 5 [39].

Un lit à jet représenté sur la figure I.3, comporte essentiellement trois régions :

- ❶ *le jet gazeux*, qui entraîne des particules solides dispersées, pénétrant dans le jet au niveau de sa frontière avec la couche de solide ;
- ❷ *la région annulaire* entourant le jet et contenant la plupart du solide qui glisse le long de la paroi sans être fluidisé ;
- ❸ *la fontaine* qui correspond à la région supérieure du lit dans laquelle les particules entraînées par le jet sont rejetées et retombent sur la surface du lit.

Le jet offre des avantages significatifs par rapport à la fluidisation, avec une perte de pression moins importante, un mouvement plus régulier des particules et un fonctionnement facile. Les applications des lits à jet incluent le séchage des grains, le traitement des minerais, la transformation des produits alimentaires et le transfert thermique.

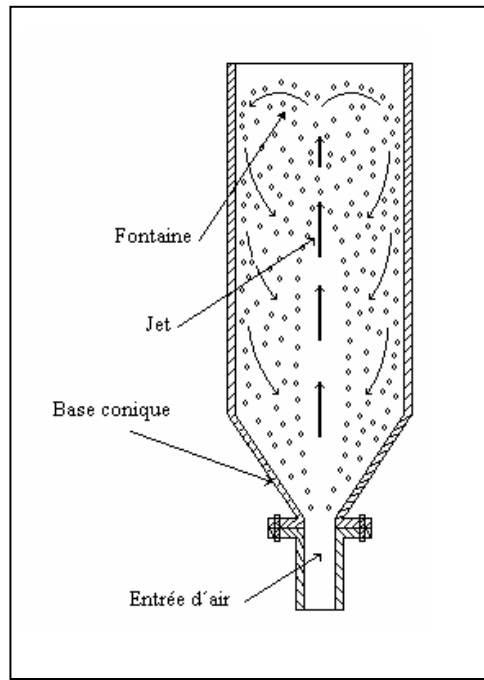


Figure I.3 : Description d'un lit à jet conventionnel [46]

Chapitre II :

Installation expérimentale, Méthode de mesures et de calculs

CHAPITRE II :

INSTALLATION EXPERIMENTALE, METHODES DE MESURES ET CALCULS

Ce travail porte sur l'étude hydrodynamique d'un jet gazeux en milieu particulaire et l'application des résultats au traitement biologique du sol contaminé par les hydrocarbures dans un bioréacteur fluidisé à jet. Dans ce chapitre, nous décrirons l'installation expérimentale et les différentes mesures utilisées.

II.1 Description de l'installation expérimentale

L'installation expérimentale représentée sur la figure II.1 est composée principalement de plusieurs éléments :

- une colonne de fluidisation ;
- une boîte à vent ;
- un injecteur ;
- un distributeur d'air.

II.1.1 Colonne de fluidisation

La colonne de fluidisation est une colonne en acier de 250 mm de diamètre et de 500 mm de hauteur, munie de 12 prises de pression de 2 mm de diamètre chacune disposées le long d'une même génératrice à équidistance l'une de l'autre. Elle est reliée à la boîte à vent par l'intermédiaire de brides sur lesquelles repose un joint en caoutchouc pour éliminer les fuites d'air qui peuvent prendre naissance entre les deux parties.

II.1.2 Boîte à vent

La boîte à vent, appelée généralement zone calmante, distribue l'air de fluidisation dans la colonne à travers le distributeur d'air. Cette dernière est de même nature, diamètre et épaisseur que celui de la colonne de fluidisation. Elle est de 300 mm de hauteur. Afin d'uniformiser la répartition de l'air, elle a été remplie à moitié avec du gravier.

II.1.3 Zone de désengagement

La zone de désengagement est prévue afin d'éviter l'entraînement des particules hors du lit. Elle sert de support à une plaque métallique portant elle-même le système de guidage. Elle est de forme cylindrique, de même diamètre que la colonne et de 200 mm de hauteur.

II.1.4 Distributeur d'air

C'est une plaque métallique en laiton perforée, de forme circulaire. Le diamètre des trous est de 2 mm et la fraction de vide est de 3%. Au centre de ce distributeur, un trou de 21 mm de diamètre est percé afin de permettre à l'injecteur du jet de gaz d'accéder à la colonne de fluidisation.

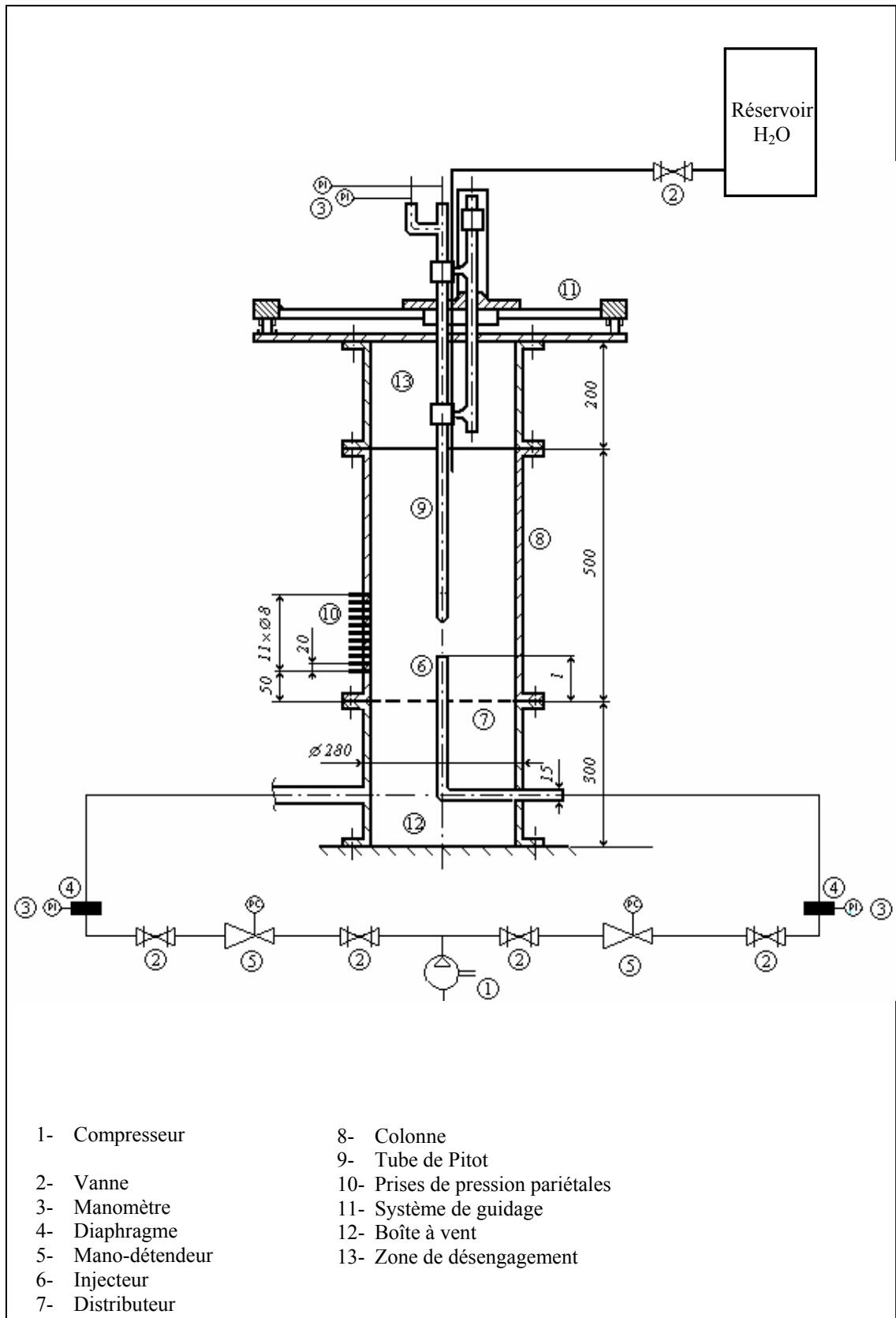


Figure II.1 : Schéma de l'installation expérimentale

II.1.5 Injecteur

C'est un tube de 15 mm de diamètre intérieur et de 40 mm de hauteur situé au dessus du distributeur d'air.

II.1.6 Prises de pression pariétales

Les prises de pressions pariétales sont des piquages en acier soudées sur la paroi. Ces prises de pression sont équidistantes de 20 mm et reliées à un tableau manométrique qui sert à la lecture des pressions pariétales. Des filtres ont été introduits dans les prises afin, d'atténuer les fluctuations de pression et éviter l'introduction des particules solides dans les manomètres.

II.1.7 Sonde de Pitot

Afin de déterminer la vitesse locale du jet à n'importe quel point de la colonne, nous disposons d'un tube de Pitot constitué de deux tubes coaxiaux dont celui de l'intérieur est ouvert à l'avant par un trou afin de relever la pression totale, somme de la pression statique et de la pression cinétique du gaz. Par contre, le tube extérieur percé d'orifices latéraux transmet la pression statique. Ces pressions sont relevées à l'aide de deux manomètres en U.

II.1.8 Système de chauffage

Le chauffage de l'air est assuré par son passage à travers une boîte métallique hermétique fermée à l'intérieur de laquelle est disposée une résistance électrique. La résistance est enroulée sur des barres de fer. Afin d'éviter tout contact métal-métal, les barres et la résistance sont enfilées dans des anneaux de Rachig en céramique qui servent à la fois d'isolant électrique et à homogénéiser la température à l'intérieur de la boîte en créant une perte de charge supplémentaire.

II.2 Méthodes de mesures et calculs

Les différentes méthodes de mesures utilisées lors de nos expériences sont explicitées comme suit :

III.2.1 Mesure des débits

Les débits du gaz sortant du compresseur pour alimenter l'injecteur et la colonne de fluidisation sont mesurés à l'aide de deux diaphragmes conçus selon la norme '*Vena Contracta*'. La prise de pression en amont du diaphragme située à une distance D est reliée à un manomètre en U rempli de mercure et permet d'accéder à la pression à l'entrée. La prise de pression à la sortie est placée à une distance $D/2$ du diaphragme. Quant à la différence de pression à l'entrée et à la sortie du diaphragme, elle est relevée grâce à un manomètre en U rempli d'eau.

L'expression du débit massique de l'air qui passe par le diaphragme est de la forme :

$$q_g = \alpha \omega \frac{\pi d^2}{4} \sqrt{2 \rho_g \Delta p} \quad (\text{II.1})$$

Avec :

$\alpha = \frac{K}{\sqrt{1-\beta^4}}$: coefficient de débit ;
$\beta = \frac{d}{D}$: nombre adimensionnel ;
K	: coefficient de décharge ;
D	: diamètre de la conduite ;
d	: diamètre de l'orifice du diaphragme ;
ω	: coefficient isentropique de détente, $\omega = 1$ pour les fluides incompressibles ;
Δp	: différence de pression à l'entrée et à la sortie du diaphragme ;
ρ_g	: masse volumique du gaz.

III.2.2 Mesure des vitesses

La vitesse d'aération et la vitesse débitante du jet sont données respectivement par les expressions suivantes :

❖ pour la fluidisation :

$$U_f = \frac{q_f}{\rho_g S} \quad (\text{II.2})$$

où

q_f : débit massique de l'air de fluidisation ;
S : section droite de la colonne ;
 ρ_g : masse volumique du gaz.

❖ pour le jet :

$$U_0 = \frac{q_j}{\rho_g S_0} \quad (\text{II.3})$$

où

q_j : débit massique du jet à la sortie de l'injecteur ;
S₀ : section droite de l'injecteur.

II.3 Caractéristiques du gaz et du solide

II.3.1 Caractéristiques du gaz

Le gaz utilisé est de l'air comprimé provenant de la station de l'U.S.T.H.B. Ses caractéristiques sont regroupées dans le tableau II.1.

Tableau II.1 : Caractéristiques du gaz selon **Perry [59]**.

Masse volumique	$\rho_s = 3,4810^{-3} \frac{P}{T}$	$[\rho_s] = \text{kg.m}^{-3}$ $[P] = \text{Pa}$ $[T] = \text{K}$
Viscosité dynamique	$\mu_g = 1,711.10^{-5} \left[\frac{T_g + 273}{273} \right]^{0,718}$	$[\mu_g] = \text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$ $[T] = \text{°C}$

II.3.2 Caractéristiques du solide

II.3.2.1 Diamètre des particules

La distribution granulométrique du sol a été faite par la méthode du tamisage qui reste très utilisée pour déterminer le diamètre des particules.

- Le diamètre harmonique est donné par la formule suivante :

$$d_p = \frac{\sum_i (m_i)}{\sum_i (m_i) / d_i} \quad (\text{II.4})$$

- Le diamètre de Sauter correspondant à 50% de la fraction massique cumulée.

Les résultats de mesures sont regroupés en Annexe1.

II.3.2.2. Masse volumique

Le masse volumique du solide a été déterminée par pycnométrie qui consiste à combler les interstices existant entre les particules solides. Elle est définie comme étant le rapport de la masse du solide sur son volume. Les résultats sont donnés en Annexe2.

$$\rho_s = \frac{m_s}{V_s} \quad (\text{II.5})$$

II.3.2.3. Facteur de sphéricité

Le facteur de sphéricité est défini comme le rapport de surface de la particule sur celle de la sphère équivalente ayant le même volume que le grain. Il est déterminé à partir de la relation réduite d'**Ergun** en régime laminaire :

$$\frac{\Delta P}{L} = 150 \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \frac{\mu_g}{(\nu d_p)^2} U \quad (\text{II.6})$$

La détermination expérimentale du facteur de sphéricité est donnée en Annexe 3.

II.3.2.4 pH

Le pH a été déterminé selon la norme (NF X 31 103). On ajoute 50 ml d'eau distillée à un échantillon de 5 g de sable. Après une agitation du mélange pendant une demi-heure, on effectue la lecture à l'aide d'un pH-mètre.

II.3.2.5 Humidité

L'humidité est déterminée selon la norme (NF X 31-102). Son principe repose sur un séchage à l'étuve de 105°C d'une masse donnée de l'échantillon jusqu'à une masse constante. L'humidité exprimée en pourcentage est égale à

$$Hu\% = \frac{m_0 - m_1}{m_0} \cdot 100 \quad (\text{II.7})$$

où :

- m_0 : masse de la prise d'essai avant séchage (g) ;
- m_1 : masse de la prise d'essai après séchage (g) ;
- Hu : taux d'humidité (%) (kg eau/ kg de matière humide).

II.3.2.6 Matière organique

La matière organique est déterminée à partir de la norme (NF X 31 071). L'échantillon du sol sec (après étuvation pendant une heure à la température de 105°C) est introduit dans un four à 550°C pendant vingt minutes. La matière organique est déterminée comme suit :

$$MO(\%) = \frac{m_1 - m_2}{m_0} \times 100 \quad (\text{II.8})$$

où :

- m_0 : masse de la prise d'essai avant séchage (g) ;
- m_1 : masse de la prise d'essai après séchage (étuvation) (g) ;
- m_2 : masse de la prise d'essai après calcination (g) ;
- MO : taux de la matière organique (%) (kg de MO/ kg solide).

II.3.2.7 Teneur en argile

Un sol argileux, principalement constitué de fines particules retient beaucoup d'eau. Toutefois, celles-ci tendent à se tasser et à retenir trop fortement l'eau, ce qui risque d'empêcher la circulation de l'air et d'occasionner un mauvais drainage.

Il s'agit de déterminer la teneur en argile selon une méthode de sédimentation donnée en Annexe 6. La teneur en argile A est calculée selon :

$$A(\%) = \frac{P_1 - P_0}{P} \cdot 100 \cdot \underbrace{\frac{V}{v} \cdot \frac{100 - \%Hu}{100} \cdot \frac{100 - \%MO}{100}}_{\text{correction}} \quad (\text{II.9})$$

où :

P : prise d'essai (g) ;

P₀ : poids de l'Hexamétaphosphate de sodium (g) ;

P₁ : poids du résidu sec après évaporation (g) ;

V : volume du bécher (ml)

v : volume d'Hexamétaphosphate de sodium (ml)

Hu : taux d'humidité (%) (kg eau/ kg de matière humide).

MO : taux de la matière organique (%) (kg de MO/ kg solide).

A : teneur en argile (%)

II.4 Dosage des Paramètres de pollution (nitrites, nitrates, azote ammoniacal et phosphore)

La spectrométrie d'absorption moléculaire est la méthode la plus utilisée en analyse de solution. Elle nécessite la mise en œuvre d'une réaction spécifique de l'élément recherché. Une lixiviation doit être effectuée pour doser ces éléments en introduisant 10 g d'échantillon de sol dans un bécher contenant 100 ml d'eau distillée. Après agitation pendant une heure et filtration, nous procédons au dosage des différents paramètres.

II.4.1 Dosage des nitrites

Le dosage des nitrites est effectué selon la norme (NF T 90 013) à l'aide d'un spectrophotomètre (UV/VIS) de type JASCO V-530 à une longueur d'onde égale à 543 nm.

Après dix minutes de l'ajout de 1 ml d'un réactif coloré, une couleur rose apparaît indiquant la présence des NO_2^- . La concentration est obtenue à partir de la courbe d'étalonnage représentant la variation de la concentration en fonction de la densité optique.

II.4.2 Dosage des nitrates

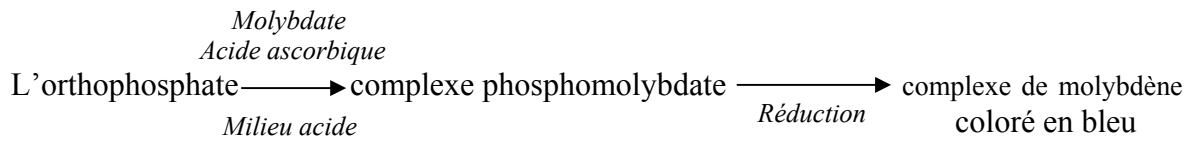
Le dosage des nitrates est effectué selon la norme (ISO-5667-3) à l'aide d'un autoanalyseur de type (Scalar Flow access). L'analyse est basée sur la méthode de réduction. Les échantillons sont passés dans une colonne garnie en cuivre afin de réduire les nitrates en nitrites. La quantité de nitrites, déterminée à l'aide d'une déazotation au moyen de sulfanilamide couplée à du α -naphthylendiamine dihydrochloride est ensuite mesurée à une longueur d'onde égale à 540 nm.

II.4.3 Dosage de l'azote ammoniacal

Ce dosage est basé sur la norme (ISO 7150-1). En ajoutant 4 ml du réactif I et 4 ml du réactif II, l'apparition d'une coloration verte au bout d'une heure et demie indique la présence de NH_4^+ . L'intensité de la coloration étant proportionnelle à la concentration en azote ammoniacal. La lecture est effectuée à l'aide d'un spectrophotomètre (U.V/VIS) de type JASCO V-530 à une longueur d'onde égale à 655 nm. L'annexe 6 retrace cette opération.

II.4.4 Dosage du phosphore

Ce dosage suit la norme (ISO 6878). Cette méthode repose sur l'ajout de 1 ml d'acide ascorbique à 20% et 2 ml d'un réactif de molybdate en milieu acide.



La concentration est déterminée à l'aide d'un spectrophotomètre (UV/VIS) de type JASCO V-530 à une longueur d'onde égale à 880 nm. (Annexe 7)

II.5 Dosage du carbone organique

Le dosage du carbone organique est effectué selon la norme (NF P 94-055). Le principe consiste à déterminer, par un procédé chimique, la teneur en carbone d'un échantillon de sol. Une prise d'essai est mélangée à une solution oxydante (bichromate de potassium) de quantité connue. Une fois l'oxydation réalisée, il est procédé au dosage par le sel de mohr en présence de diphénylamine (annexe 8).

Le carbone organique est calculé à partir de l'équation suivante :

$$CO(\%) = \frac{(y-x) \cdot 0,615}{P} \quad (\text{II.10})$$

où :

- y : quantité en ml de sel de mohr ayant servi à réduire tout le volume de bichromate de potassium du témoin ;
- x : quantité en mol de sel de mohr ayant servi à réduire l'excès de bichromate de potassium de l'essai ;
- (y-x) : quantité en ml de sel de mohr ayant servi à réduire le volume du bichromate de potassium qui a servi à oxyder le carbone organique ;
- P : prise d'essai en g.

II.6 Dosage des hydrocarbures

Le dosage des hydrocarbures est réalisé par chromatographie en phase gazeuse, une méthode d'analyse par séparation qui s'applique aux composés gazeux ou susceptibles d'être vaporisés par chauffage sans décomposition. Elle permet ainsi l'analyse de mélanges éventuellement très complexes et de natures et de volatilités très diverses [77].

Pour certains essais le suivie de la concentration des hydrocarbures totaux a été réalisé par infrarouge au niveau du centre de recherche et développement de Sonatrach.

II.6.1 Extraction des hydrocarbures

Un échantillon de (2g) de sol est mélangé et broyé avec une quantité suffisante de sulfate de sodium anhydre dans un rapport 4/5. L'extraction des hydrocarbures du sol est réalisée dans un extracteur Soxhlet en utilisant le tétrachlorure de carbone (CCl₄) comme solvant pendant une durée de 6 heures environ.

L'extrait est recueilli et filtré sur une colonne qui contient du sulfate de magnésium pour éliminer les composés polaires et doser ensuite les composés non polaires par chromatographie en phase gazeuse.

II.6.2 Analyse par chromatographie en phase gazeuse

La teneur en hydrocarbures est déterminée par injection de 1 µl des produits d'extractions dans un chromatographe HP6890 séries CG system équipé d'un détecteur FID et d'une programmation linéaire de la température du four.

La température du détecteur est maintenue constante à 300°C et l'injecteur utilisé en mode Split avec l'azote comme gaz vecteur a une température de 250°C

La colonne utilisée est une HP1 capillaire en Silice fondue de 30 m de longueur, 0,25 mm de diamètre interne et 0,25 µm d'épaisseur du film avec une phase stationnaire en méthyldipolysiloxane (HP).

La température de la colonne est programmée de la manière suivante :

Température initiale : 80 °C

Température finale : 250°C

Vitesse de montée : 8°C/m

L'intégrateur utilisé est un HP 3395

II.6.3 Analyse par spectroscopie infrarouge

La teneur des hydrocarbures totaux est déterminée par la mesure de l'absorption dans un appareil infrarouge Nicolet (MAGNA 560) à double faisceau selon un logiciel : OMNIC C_xH_x à une longueur d'onde comprise entre 2800 et 3200 cm⁻¹.

II.7 Caractéristiques biologiques du sol

Afin de déterminer les caractéristiques biologiques, il est nécessaire d'effectuer :

- un isolement et dénombrement des souches autochtones en utilisant la méthode de dilution et ensemencement sur boîte de pétri ;
- une identification des souches isolées par observation macroscopique et microscopique ainsi qu'une coloration de gram.

II.7.1 Méthode en profondeur

Un échantillon de 1 g de sable est mis dans un bêcher contenant 10 ml d'eau distillée. Après une heure d'agitation, on récupère le lixiviat (solution mère). On prend des tubes à essai contenant chacun 9 ml d'eau physiologique, de la solution mère et à l'aide d'une pipette pasteur on prélève 1 ml que l'on injecte dans le premier tube d'eau physiologique pour obtenir une dilution de 10⁻¹. On prélève encore 1 ml qu'on injecte dans un second tube pour obtenir une dilution de 10⁻², et ainsi de suite jusqu'à la dilution voulue.

En milieu stérile, devant un bec benzen, on prélève 1 ml de chaque dilution à l'aide d'une pipette stérile. On verse ensuite de la gélose nutritive. Après une incubation de 24 heures à 37°C, les colonies développées sont dénombrées.

II.7.2 Coloration de Gram [41]

La coloration de Gram est la base de toute étude bactériologique. Elle sert à différencier les bactéries en deux grands groupes : celui à Gram positif et celui à Gram négatif. Elle présente un double intérêt et permet d'observer :

- la morphologie (forme, taille, mode de groupement) ;
- la classification des bactéries (ou Gram).

Elle a été effectuée selon le mode opératoire suivant :

- préparation du frottis : une goutte d'eau physiologique contenant notre inoculum bactérien est étalée sur une lame et est ensuite séchée à la flamme ;
- recouvrir la lame de violet de gentiane ;
- laisser agir une minute et rincer à l'eau ;
- recouvrir la lame de lugol et laisser agir vingt secondes, renouveler deux fois ;
- placer la lame en position inclinée et verser l'éthanol durant trois à quatre secondes (jusqu'à ce que l'alcool qui tombe soit incolore) ;
- recouvrir la lame avec de la fuchsine et laisser agir trente secondes à une minute ;
- rincer à l'eau distillée et sécher la lame à la flamme.

Chapitre III :

Résultats expérimentaux

et discussion

CHAPITRE III :

RESULTATS EXPERIMENTAUX ET DISCUSSION

Actuellement, nous sommes confrontés aux problèmes de déversement d'hydrocarbures en mer et au niveau des champs pétroliers provoquant ainsi une pollution des côtes et des nappes phréatiques. C'est pourquoi, notre choix du sol s'est porté sur des particules de sable que nous caractériserons. Le polluant choisi est du gasoil mélange complexe d'hydrocarbures contenant également des hydrocarbures aromatiques difficilement biodégradables.

L'objectif de notre travail est le traitement biologique d'un sol pollué par du gasoil dans un bioréacteur fluidisé à jet. Son utilisation a nécessité la connaissance des paramètres hydrodynamiques de fonctionnement : les vitesses minimales de jet et de fluidisation outre essayer de déterminer les conditions opératoires optimales pour un taux de dégradation maximum.

Les expériences menées dans le bioréacteur fluidisé à jet, nous ont permis de suivre l'évolution de la biomasse de l'azote ammoniacal, des nitrites, des nitrates et du phosphore ainsi que celles des hydrocarbures, en fonction du temps. La détermination du taux d'évaporation s'est avérée nécessaire afin d'évaluer la contribution de la flore microbienne dans l'élimination des hydrocarbures.

L'étude expérimentale est composée de plusieurs séries d'expériences résumées dans le tableau III.1 où sont reportés les différents paramètres étudiés.

Tableau III.1. Récapitulatif des essais expérimentaux

Série	Type d'expériences	Mesures	Conditions opératoires
A	Etude du sol propre et pollué	Caractéristiques : d_p , ρ_s , pH, Hu, $[NH_4^+]$, $[NO_3^{2-}]$, $[NO_2^-]$, $[PO_4^{3-}]$, MO et COT.	
B ₁	Etude hydrodynamique	Vitesse minimale de fluidisation	Masse = 16 kg Hu= 0%
B ₂		Vitesse minimale du jet	
B ₃	Etude préliminaire	humidité au cours du temps	M= 16 kg Hu = 15%
C	Traitement biologique	$[NH_4^+]$, $[NO_3^{2-}]$, $[NO_2^-]$, $[PO_4^{3-}]$, CO, [HC] et X.	$(U_j, U_f) = (m/s, cm/s)$: (0; 9,9), (0; 13,4), (0; 18,0) (37 ; 0), (42 ; 0) (37; 9,9), (37; 13,4), (37; 18,0) (42; 9,9), (42; 13,4), (42; 18,0)

III.1 Etude du sol

Le sol étudié est du sable en provenance de la plage de Bordj El Kiffan à environ 12 km à l'est d'Alger où il a été prélevé au voisinage d'une bouche d'égout.

Avant de caractériser le sol, un sous-échantillonnage par la méthode des quartiers conformément à la norme NF : X 321-412 a été effectué afin d'éviter tout problème d'hétérogénéité. Ce dernier a été passé à travers un tamis de 0,8 mm de diamètre. Seules les particules inférieures à 0,8 mm seront prises en considération.

III.1.1 Propriétés physiques du solide

Le solide utilisé durant nos expériences est formé de particules de sable appartenant à la classe B selon la classification de Geldart [30].

La détermination des propriétés physiques du sol révèle sa texture sablonneuse et sa faible teneur en argile, ce qui favorisera une bonne circulation de l'air et de l'eau dans le sol.

L'analyse granulométrique nous a permis de déterminer le diamètre moyen des particules non sphériques en le définissant comme étant le diamètre harmonique.

$$\text{Diamètre harmonique : } d_h = \frac{\sum m_i}{\sum \frac{m_i}{d_i}} \quad (\text{III.1})$$

Les caractéristiques du sable sont regroupées dans le tableau III.2. Les résultats d'analyse sont regroupés en annexes 1, 2 et 3.

Tableau III.2 : Caractéristiques de la phase solide

Solide	d_p (μm)	ψ_v	ρ_s [kg/m^3]	ϵ_0	U_t (m/s)
Sable	398	0,86	2604	0,38	2,2

III.1.2 Pollution du sol

La pollution du sol par les hydrocarbures a été faite au niveau du laboratoire à raison de 40 g /kg de sol. Une fois le sol pollué, humidifié et amendé en azote et phosphore suivant le rapport C/N/P : 100/10/1, il a été conservé à l'air libre pendant 21 jours afin que sa flore autochtone puisse s'adapter au milieu, pour être ensuite traité. Durant ce temps, nous avons veillé à ce que le sol reste humide et aéré en le mélangeant et aspergeant d'eau lorsque nécessaire.

Le gasoil provenant de la station de service d'essence de Bab Ezzouar, a été analysé par chromatographie en phase gazeuse au sein du laboratoire du Centre de recherche et de développement (CRD) de Sonatrach. L'appareil utilisé est un chromatographe CHROMPACK CP 9001, avec un détecteur FID et une colonne capillaire : 100% méthyle siloxane de 50 m de longueur, 0,32 mm de diamètre et 0,4 μm d'épaisseur.

L'analyse a été faite sous les conditions suivantes :

- T_{initiale} : 35 °C pendant 5 minutes
- T_{finale} : 300°C pendant 15 minutes avec une vitesse de 6°C / minute

Les résultats d'analyse du gasoil par chromatographie en phase gazeuse sont donnés dans le tableau III.3.

Tableau III.3 : % massique des n-alcane existants dans le Gasoil

Constituants	% Massique
nC ₄	0,003
iC ₅	0,008
nC ₅	0,017
C ₆	0,055
C ₇	0,214
C ₈	0,361
C ₉	0,952
C ₁₀	2,468
C ₁₁	5,583
C ₁₂	6,775
C ₁₃	8,392
C ₁₄	10,266
C ₁₅	13,162
C ₁₆	11,180
C ₁₇	9,253
C ₁₈	8,568
C ₁₉	6,991
C ₂₀	4,918
C ₂₁	3,529
C ₂₂	2,447
C ₂₃	1,745
C ₂₄	1,195
C ₂₅	0,832
C ₂₆	0,465
C ₂₇	0,306
C ₂₈	0,177
C ₂₉	0,105
C ₃₀	0,031
TOTAL	100,00

III.1.3 Caractéristiques physico-chimiques du sol

Avant de commencer les essais du traitement biologique, nous avons déterminé les caractéristiques du sol dont le pH, l'humidité, les concentrations en nitrites, nitrates, azote ammoniacal et phosphore, etc. et ce avant et après vingt et un jours de pollution afin de déterminer la nécessité ou non de la biostimulation.

Un exemple des analyses du sol pollué est donné dans le tableau III.4.

Tableau III.4. Résultats des analyses physico-chimiques du sol propre et pollué

Paramètres	Sable propre	Sable pollué
PH	7,63	8,07
Humidité (g d'eau/g matière humide). 10^{+2}	0,72	15
Azote ammoniacal (mg/g)	0,0061	1,5040
Nitrites (mg/g)	0,0068	0,0166
Nitrates (mg/g)	0,0033	8,8150
Phosphore (mg/g)	0,1630	0,4085
Matière organique	3,83 %	7,07%
Teneur en argile	3 %	

L'analyse physico-chimique a montré que les nutriments sont présents mais en quantités insuffisantes, ce qui a nécessité l'ajout des nutriments (azote et phosphore) à un rapport de C/N/P = 100/10/1 [11, 64, 80] et ce avant de commencer le traitement afin de favoriser l'activité microbienne.

La détermination de la teneur en humidité pour le sol propre a révélé une teneur très faible de 0,72 % en dessous du seuil minimal pour que les transferts entre substrat, microorganismes et nutriments puissent s'effectuer. L'humidité est maintenue à 15% [54] par apport régulier de la quantité nécessaire d'eau avec un système d'irrigation afin de maintenir ce pourcentage constant pendant toute la période de traitement.

III.1.6 Caractéristiques biologiques du sol

Les caractéristiques biologiques du sol, après isolation et dénombrement des souches autochtones confirment la présence de microorganismes. Dans le cas du sol avant pollution, le nombre de germes égale $2,6 \cdot 10^{+6}$ UFC/ g de sol et devrait augmenter en présence du diesel selon **Miicin et coll.** [53].

Après vingt et un jours de pollution, en effet, la flore microbienne atteint une valeur de 10^{+9} UFC/g de sol, ce qui confirme l'hypothèse de la biostimulation durant cette période d'adaptation.

Les observations microscopiques des souches isolées, avant pollution après une coloration de Gram, montrent qu'il existe les deux types de bactéries dans notre sol :

- bactéries à Gram positif ;
- bactéries à Gram négatif.

Après 48 heures d'incubation à 37°C, les résultats de l'observation macroscopique des colonies développées sont consignés dans le tableau III.5.

Tableau III.5. Résultats de l'observation macroscopique

Souche	Forme	Couleur	Type	Elévation
Catégorie 1	Circulaire	Jaune	Cocci	Concave
Catégorie 2	Circulaire	Beige	Cocci	Plate

Selon une étude faite par **Lors et coll. [48]**, les bactéries à gram négatif semblent être les plus compétitives dans le processus de biodégradation des hydrocarbures (HAP), plus particulièrement celles appartenant aux γ -protéobactéries (stentrophomonas, pseudomonas, chrysemonas,...). Ce groupe bactérien semble être un bon candidat pour mettre en évidence un potentiel de biodégradation. Toutefois, quelques souches à Gram positif participent à la biodégradation des HAP, comme par exemple des bactéries appartenant au genre corynebacterium.

III.2 Etude hydrodynamique

Avant d'entamer le traitement biologique du sol pollué par du gasoil, il était important de déterminer les conditions opératoires optimales de fonctionnement du réacteur fluidisé à jet. Pour cela, nous avons réalisé plusieurs séries d'essais afin de déterminer les vitesses minimales de fluidisation en absence du jet (U_{mf}) et du jet (U_{ms}) en 'absence de l'air de fluidisation.

Le régime hydrodynamique d'un lit à jet dépend des caractéristiques géométriques de la colonne (diamètre, orifice du distributeur, angle de la base de la colonne...), des propriétés physiques des particules (taille, répartition granulométrique, masse volumique...) et des conditions de fonctionnement (vitesse du gaz, hauteur du lit...).

Selon **Thonglimp et coll. [76]**, la connaissance de la vitesse minimale de fluidisation dans des conditions données est essentielle pour le dimensionnement des appareils mettant en œuvre la fluidisation.

III.2.1 Etude de l'expansion du lit

La procédure expérimentale consiste à atteindre l'état fluidisé du lit en partant de l'état fixe et ce en augmentant progressivement la vitesse d'aération, puis en suivant le chemin régressif jusqu'à retrouver l'état fixe du lit en relevant les valeurs des pressions pariétales à différentes hauteurs du lit pour chaque vitesse d'aération.

Nous considérons une masse de 16 kg de particules de sable de 398 μm de diamètre moyen et de masse volumique égale à 2604 kg/m^3 , qui repose sous l'action de leur poids sur le distributeur à l'intérieur de la colonne cylindrique.

III.2.1.1 Profils de pression

La figure III.1 représente l'évolution des profils de pressions pariétales en fonction de la côte x et ceci pour différentes vitesses d'aération.

Ces profils de pression sont des droites de pentes négatives qui augmentent avec l'accroissement de la vitesse d'aération jusqu'à atteindre une valeur fixe qui correspond à la fluidisation du lit. Le gradient de pression étant constant, le régime d'écoulement est donc établi et la porosité du lit est uniforme.

L'expression de la perte de pression dans le lit peut s'exprimer sous la forme suivante :

$$\Delta P = -\left(\frac{\partial P}{\partial x}\right) \cdot x + \Delta P_t \quad (\text{III.2})$$

où $-\left(\frac{\partial P}{\partial x}\right)$ est le gradient de pression longitudinal ;

et ΔP_t , l'ordonnée à l'origine correspondant à la différence de pression totale dans le lit. Le point d'intersection des différentes droites de profil de pression avec l'axe des abscisses représente la hauteur du lit. Son expression est la suivante ;

$$L = \frac{\Delta P_t}{\left(\frac{\partial P}{\partial x}\right)} \quad (\text{III.3})$$

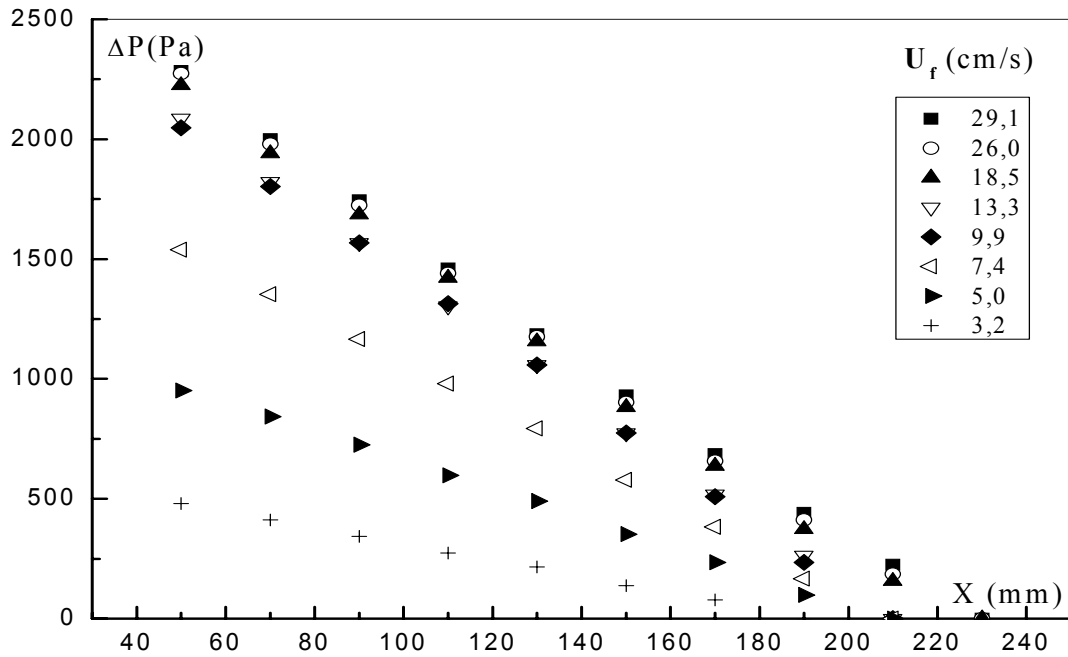


Figure III.1 : Evolution du profil de pression pariétale en fonction de la côte X

III.2.1.2 Perte de pression totale

La figure III.2 représente la variation de la perte de pression totale du lit en fonction de la vitesse d'aération du gaz. Nous constatons que lorsque le lit est fixe, la perte de charge totale dans le lit augmente avec l'accroissement de la vitesse du gaz jusqu'à atteindre le poids apparent du lit par unité de section droite de la colonne. En lit fluidisé, l'augmentation de la vitesse du gaz n'entraîne aucune modification de la perte de pression totale dans le lit. Ce point de transition entre l'état fixe et le début de la fluidisation correspond à la vitesse minimale de fluidisation notée U_{mf} . Sa valeur est de 9,9 cm/s.

Des essais pour déterminer la vitesse minimale de fluidisation pour un sol humide à plusieurs teneurs en humidité (5%, 10% et 15%) n'ont pas donné de résultats significatifs. Aussi, la vitesse minimale de fluidisation a été déterminée à partir de l'équation d'**Ergun** en tenant compte de la masse volumique du sol humide :

$$\frac{\Delta P}{L} = (1 - \varepsilon) (\rho_s - \rho_g) g = \frac{150 \mu_g (1 - \varepsilon)^2}{(\psi \cdot d_p)^2 \varepsilon^3} U + \frac{1,75 \rho_g (1 - \varepsilon)}{\psi d_p \varepsilon^3} U^2 \quad (\text{III.4})$$

Pour la teneur d'humidité fixée à 15%, la vitesse minimale de fluidisation calculée est de 13,6 cm/s.

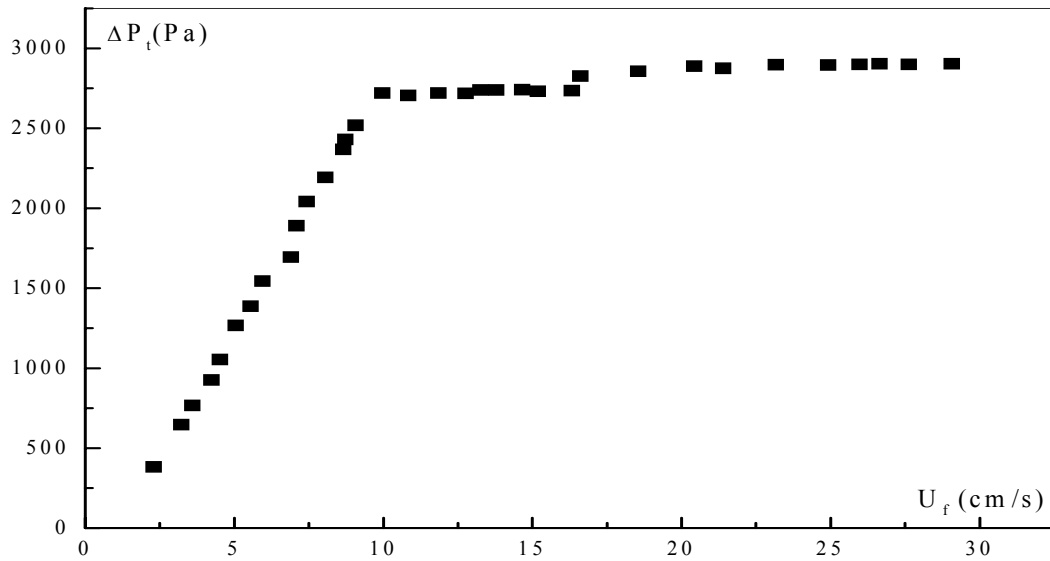


Figure III.2 : Evolution de la perte de pression totale en fonction de la vitesse d'aération

III.2.1.3 Gradient de pression

La figure III.3 montre l'évolution du gradient de pression en fonction de la vitesse d'aération.

Le gradient de pression a été calculé par régression linéaire sur la droite représentant le profil de pression.

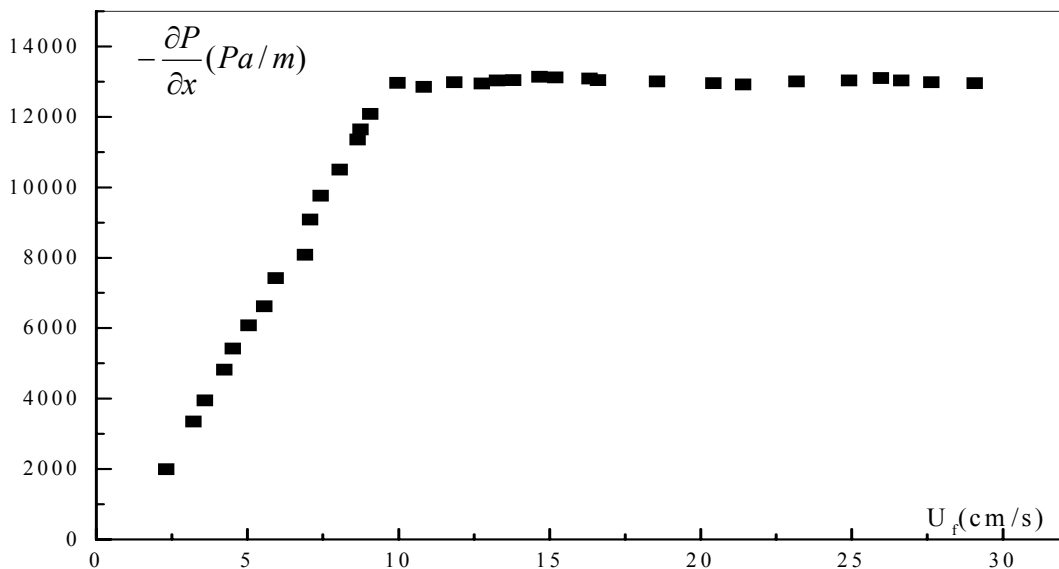


Figure III.3 : Variation du gradient de pression longitudinal en fonction de la vitesse d'aération

D'après la figure III.3 nous remarquons qu'elle a la même allure que celle de la perte de pression totale dans le lit. Une fois que le lit est fluidisé, le gradient de pression se stabilise en formant ainsi un palier ; l'abscisse correspondant au point du début de stabilité est égale à la vitesse minimale de fluidisation.

III.2.2 Vitesse minimale du jet

La vitesse minimale du jet (U_{ms}) est définie comme étant la plus faible vitesse du gaz pour laquelle le lit reste en jet et est déterminée expérimentalement selon la méthode de **Mathur [50]**. Cette méthode consiste à suivre l'évolution de la pression statique à une distance de 10 mm au-dessus de l'injecteur à l'aide d'une sonde de Pitot, pour différentes vitesses du jet en faisant varier cette dernière de manière décroissante. La vitesse d'aération du lit de particules reste nulle durant toute l'expérience. La pression statique augmente graduellement pour atteindre brusquement un maximum et ensuite diminuer.

L'évolution de la pression statique en fonction de la vitesse du jet est représentée sur la figure III.4. Pour un injecteur de longueur 40 mm, la vitesse minimale du jet est égale à 37 m/s; elle correspond à la montée brusque de la pression statique à une certaine vitesse du jet.

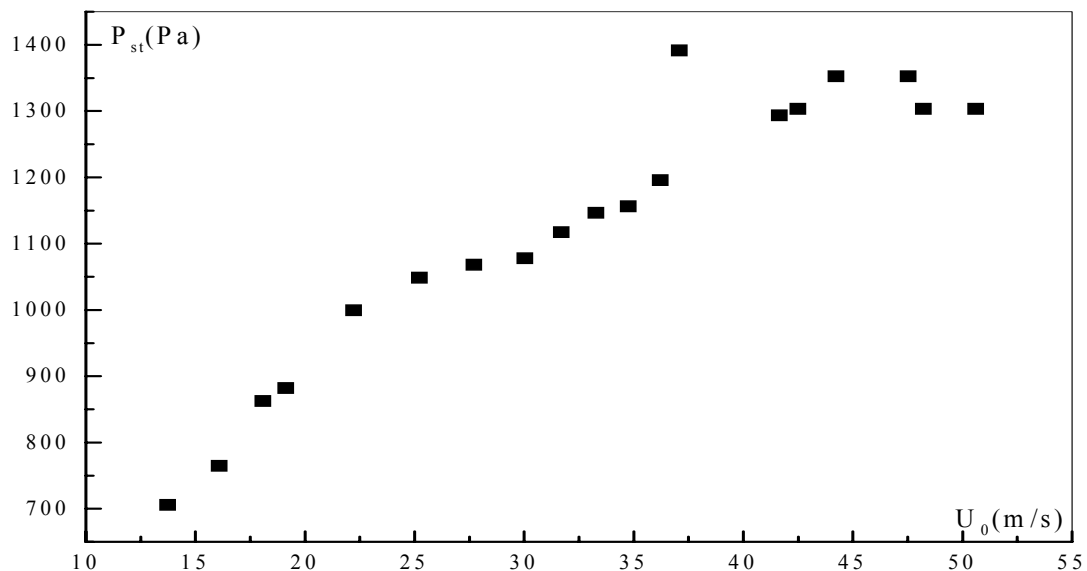


Figure III.4 : Evolution de la pression statique en fonction de la vitesse du jet

III.3 Essais préliminaire de l'évolution de la teneur en humidité dans le lit

L'humidité est un facteur de grande importance pour la croissance et le développement des micro-organismes qui interviennent dans le processus de biodégradation et les différents transferts.

Les taux d'humidité préconisés varient selon les auteurs, certains proposent 10% [4], **Davis et Madson [22]** proposent 14% et **Nano et coll. [56]** suggèrent un taux d'humidité supérieure à 15%. Nous avons opté pour une humidité de 15 % à maintenir constante. Nous avons, pour cela, suivi l'évolution de la teneur en humidité en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé ($U_f, 0$), un bioréacteur à jet ($0, U_j$) et un bioréacteur fluidisé à jet (U_f, U_j).

Les résultats de mesure obtenus pour les différents essais en fonction du temps sont représentés sur les figures (III.5 à 7) où W^* représente la teneur réduite en humidité.

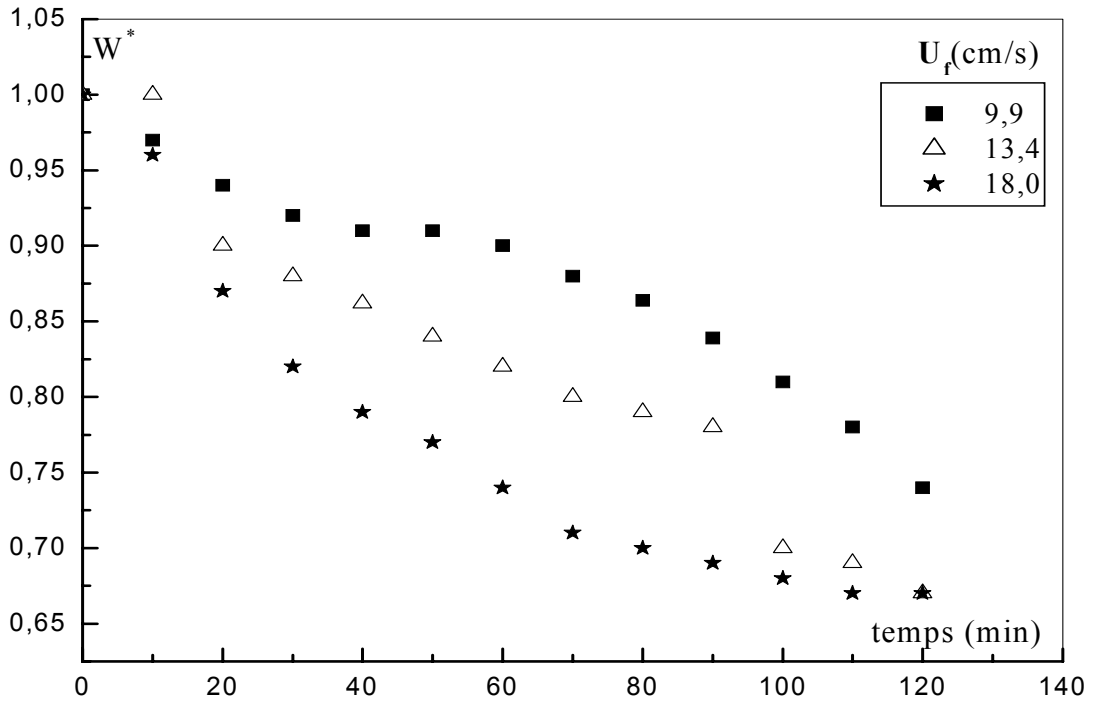


Figure III.5 : Evolution de la teneur en humidité réduite en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé

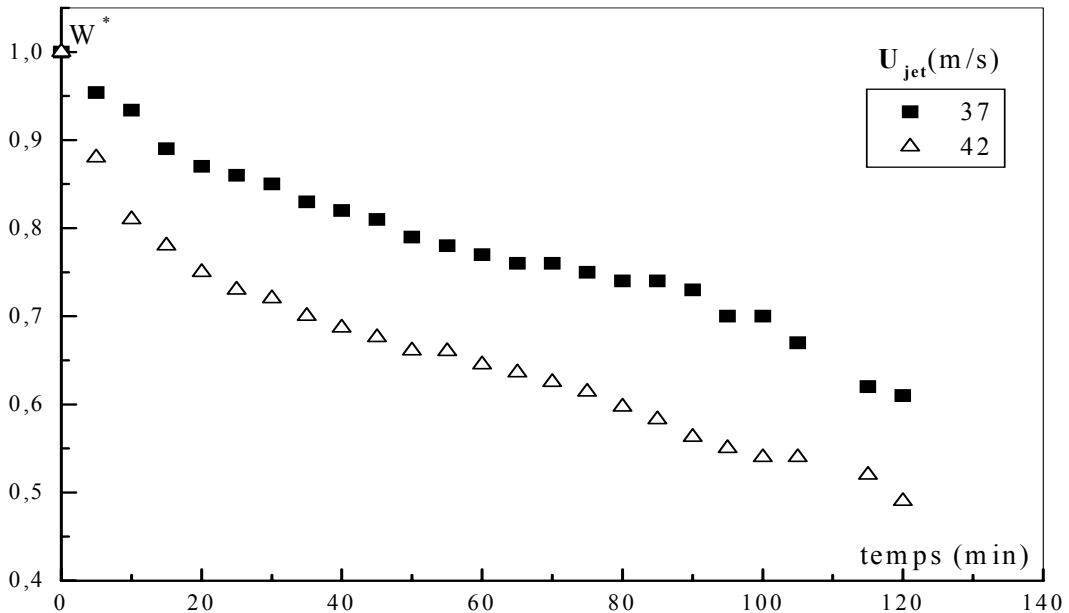
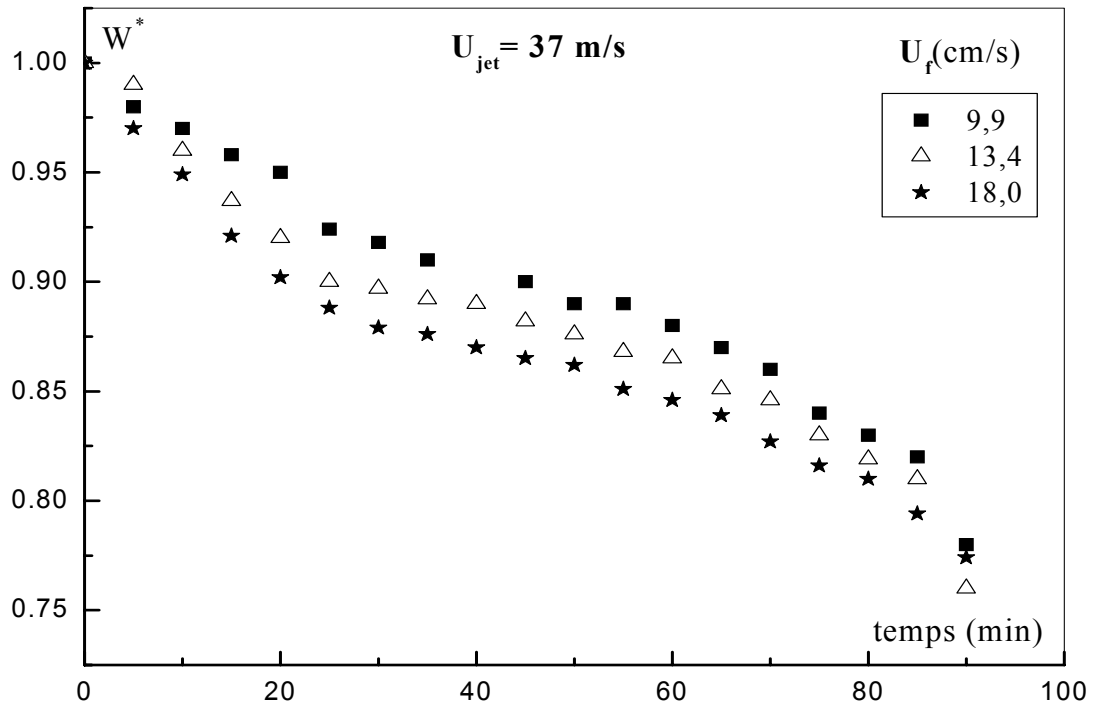
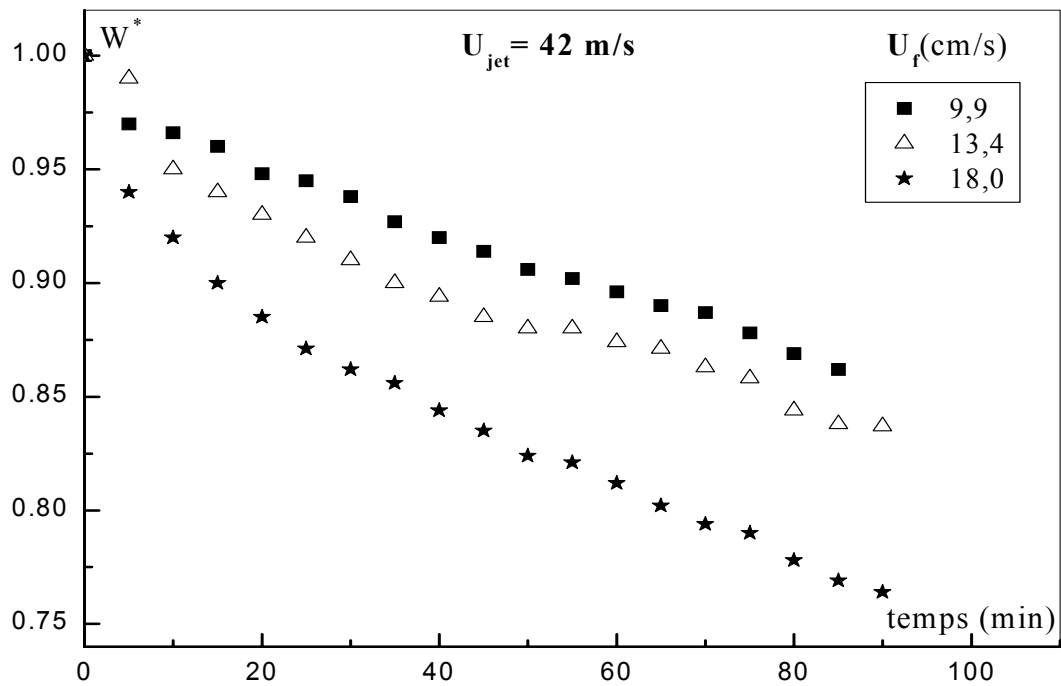


Figure III.6 : Evolution de la teneur en humidité réduite en fonction du temps dans un bioréacteur à jet



a)



b)

Figure III.7 : Evolution de la teneur en humidité réduite en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet

Dans les trois réacteurs, nous remarquons que la teneur en humidité est fortement influencée par les conditions opératoires. Ainsi, plus la vitesse de jet est importante, plus le séchage des particules est important. Les mêmes observations sont faites avec la vitesse d'aération, puisque au bout de 60 minutes, l'humidité diminue de 10% pour une vitesse d'aération de 9,9 cm/s, de 20% pour une vitesse d'aération de 13,4 cm/s et de 30 % pour la vitesse d'aération la plus élevée qui est égale à 18 cm/s. Afin de comparer l'influence des conditions opératoires sur la cinétique du séchage, nous avons relevé la vitesse de séchage qui est déterminée à partir du tracé des tangentes à la courbe pour les différents temps.

Nous constatons d'après les figures III.8 à 10 qui représentent l'évolution de la vitesse de séchage en fonction du temps pour les différents réacteurs que tous les graphes obtenus ont la même allure et présentent deux phases.

Une première partie linéaire : elle correspond à la phase où la vitesse de séchage est constante. Pendant toute la durée de cette phase, la surface du solide est saturée en eau. Il s'y forme une couche limite de gaz où la pression de vapeur d'eau est quasi égale à celle de l'eau pure dans les mêmes conditions de température et de pression. Cette situation résulte de la présence d'eau en quantité importante à la surface du solide. Ce qui provoque la vaporisation de l'eau de la surface.

Une deuxième partie représente la phase à vitesse de séchage décroissante. Pendant cette période du séchage, le transfert de l'eau au sein du solide n'est plus assez rapide pour saturer la pellicule de gaz entourant celui-ci. Il se crée dans les particules un front de vaporisation se dirigeant progressivement vers l'intérieur de la matière à sécher. La vapeur d'eau ayant un chemin de plus en plus important à parcourir, sa pression à la surface du solide diminue. La différence entre cette pression et la pression de vapeur d'eau dans le milieu ambiant va donc décroître avec comme conséquence la diminution de la vitesse de séchage

Nous remarquons que plus la vitesse d'aération ou de jet est élevée, plus la vitesse de séchage est importante.

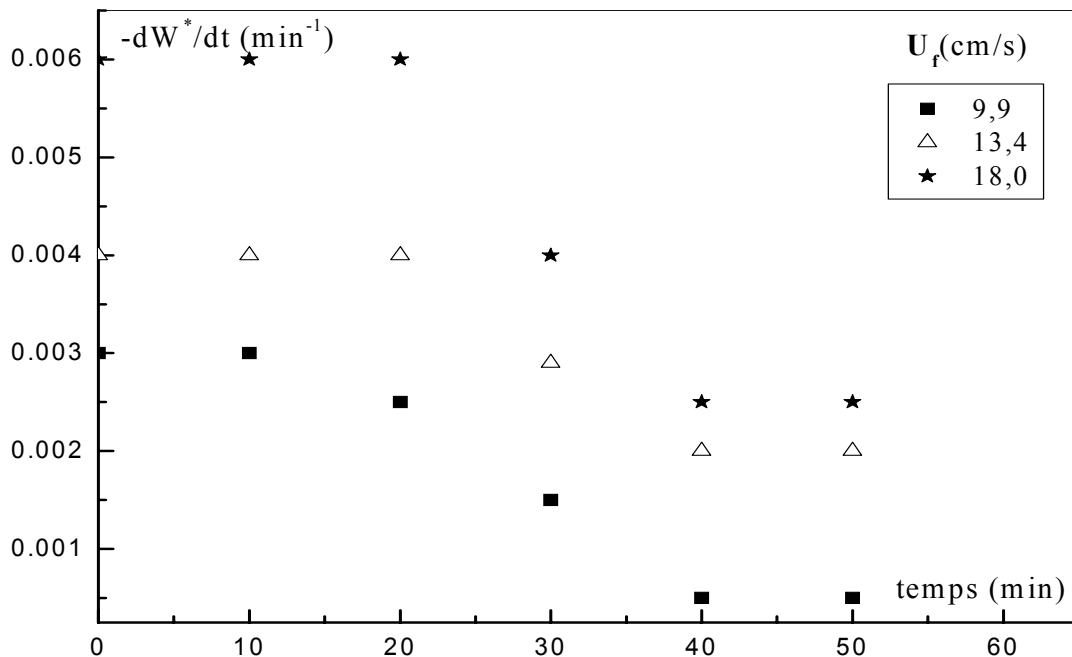


Figure III.8 : Evolution de la vitesse de séchage en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé

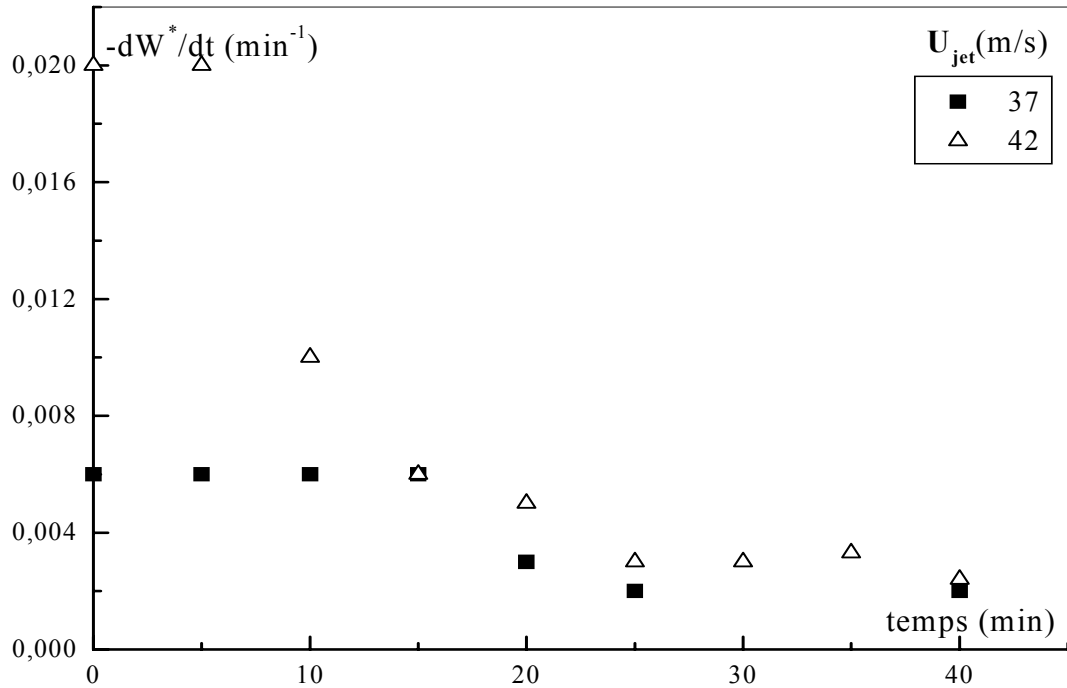


Figure III.9: Evolution de la vitesse de séchage en fonction du temps dans un bioréacteur à jet

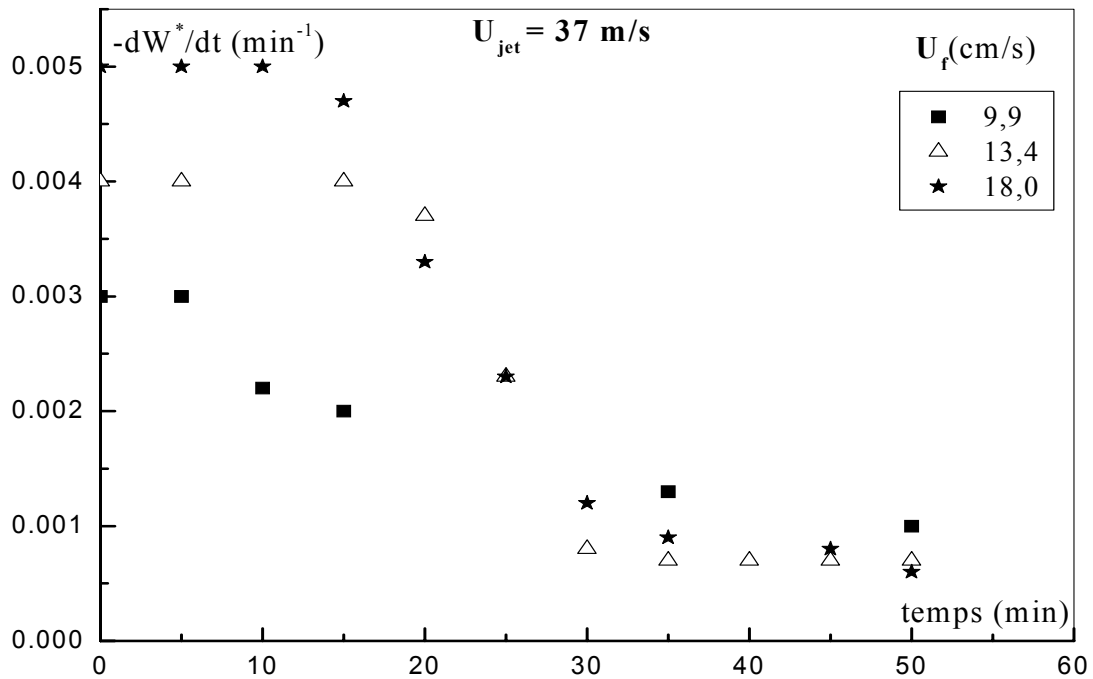


Figure III.10 (a) : Evolution de la vitesse de séchage en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet

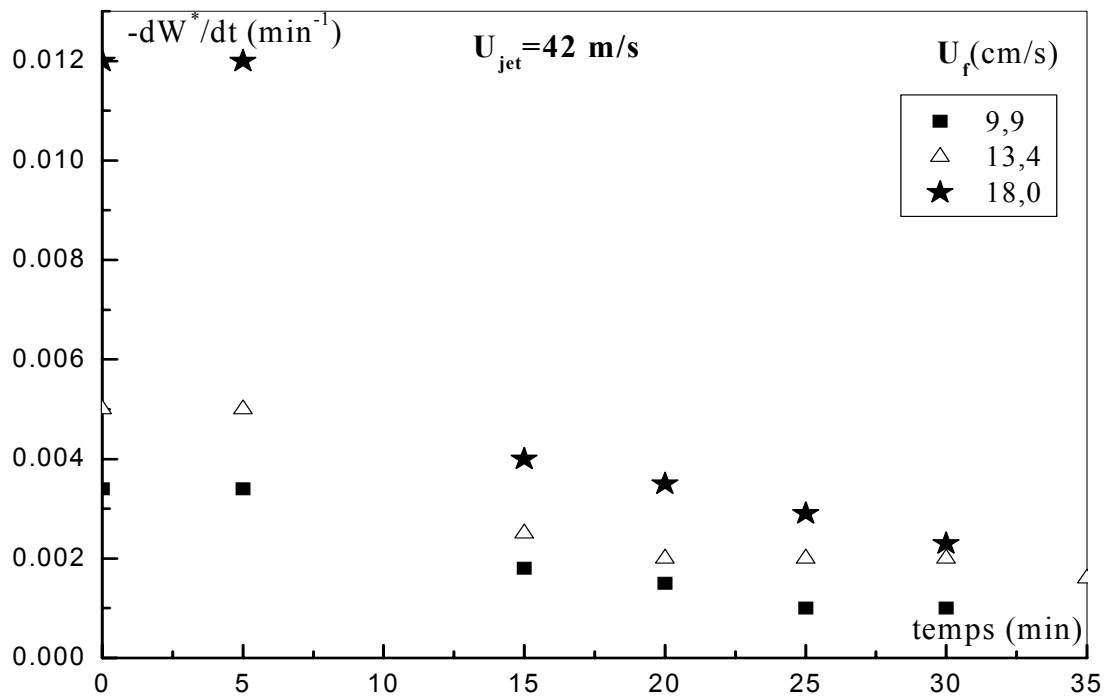


Figure III.10 (b): Evolution de la vitesse de séchage en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet

L'objectif de ces essais est de déterminer la quantité d'eau à introduire au cours du traitement biologique du sol pour maintenir la teneur en humidité nécessaire au traitement constante et égale à 15% durant tout le traitement. Pour cela, nous utilisons un système d'irrigation qui nous permettra d'alimenter le bioréacteur en quantité d'eau voulue, déterminée à partir de la vitesse de séchage en phase constante.

Les différents débits d'eau nécessaire pour réajuster la teneur en humidité pour les différents essais sont regroupés dans le tableau III.6.

Tableau III.6 : Débits d'eau pour les différents essais

Type de réacteur	Vitesses	Débit d'eau (g/mn)
$(U_f, 0)$	(9,9 ; 0)	6,5
	(13,4 ; 0)	10,0
	(18,0 ; 0)	12,4
$(0, U_j)$	(0 ; 37)	5,5
	(0 ; 42)	41,0
(U_f, U_j)	(9,9 ; 37)	7,0
	(13,4 ; 37)	11,0
	(18,0 ; 37)	11,5
	(9,9 ; 42)	16,0
	(13,4 ; 42)	17,0
	(18,0 ; 42)	29,0

III.4 Traitement biologique d'un sol pollué par le gasoil

Le traitement biologique du sable pollué par du gasoil à 40g/kg de sol a été effectué dans un réacteur fluidisé à jet pour différentes vitesses de fluidisation et de jet sur une période de neuf jours. Le sol a été amendé en nutriments suivant le rapport C/N/P = 100/10/1 à deux reprises, lors de la pollution artificielle et au début du traitement biologique.

Nous avons également essayé de déterminer le taux d'élimination des hydrocarbures par évaporation. Pour cela, des études sur du sable stérile ont été également faites. Ce dernier a été au préalable lavé et séché à 120°C pendant 24 heures pour ainsi éliminer tous les micro-organismes.

III.4.1 Optimisation des paramètres influençant la biodégradation

Afin d'obtenir des meilleurs rendements d'élimination des hydrocarbures, il est impératif d'optimiser les paramètres influençant la biodégradation.

a) Influence de l'humidité : Il est indispensable que le sol conserve un taux minimum durant tout le processus de biodégradation. Certains travaux dont **Davis et Madsen [22]** ont montré que la biodégradation est d'autant meilleure que la teneur en humidité est importante. Pour cela, nous avons opté pour maintenir le taux d'humidité à 15% pendant tout le traitement.

b) Influence de la température : Plusieurs auteurs affirment que la plupart des bactéries adaptées aux hydrocarbures sont mésophiles et plus performantes à 37°C. Les essais ont été effectués durant les saisons d'hiver et de printemps avec une température ambiante très basse. Ceci nous a poussé à concevoir un système de chauffage afin de maintenir la température nécessaire pour le développement des micro-organismes. La température du milieu a été maintenue entre 25 et 31°C.

c) Influence des nutriments : Sachant l'importance des nutriments pour la croissance microbienne, il est impératif de contrôler ce paramètre afin d'avoir un bon rendement d'élimination. Le rajout de l'azote et de phosphore pour réajuster le rapport C/N/P, comme le préconise la littérature 100/10/1, s'est avéré nécessaire. Nous avons introduit dans le réacteur les quantités nécessaires d'azote et de phosphore inorganiques respectivement sous forme de NH_4NO_3 et KH_2PO_4 .

d) Influence du pH : l'activité microbienne est largement affectée par le pH. En général, on vise à obtenir la neutralité du sol pour ne pas nuire à la croissance des microorganismes. Le suivi du pH durant tous les essais a montré que ce dernier était pratiquement constant et compris entre 7,5 et 8. C'est une valeur optimale pour la dégradation des hydrocarbures [41].

III.4.2 Evolution de la croissance bactérienne

Le suivi de l'évolution de la croissance bactérienne à partir des échantillons prélevés quotidiennement est réalisé pour les différents essais. Les résultats de mesure de la biomasse en fonction du temps sont représentés sur les figures III.11 et III.12.

Les courbes de croissance microbienne présentent en général différentes phases habituelles [66] que sont celles de latence, d'accélération, de croissance exponentielle, de ralentissement, stationnaire et de déclin.

Les figures III.11 (a, b et c) et III. 12 (a, b et c) représentent l'influence de la vitesse de jet et la vitesse de fluidisation sur l'évolution de la microflore fixée sur les particules solides. On distingue trois phases pour les différents essais :

- **Phase exponentielle** où la croissance bactérienne est relativement prononcée. En l'absence du jet, elle est beaucoup plus prononcée en milieu fluidisé ($U_f = 13,4$ cm/s). La présence de jet, favorise la croissance microbienne et augmente avec l'augmentation de la vitesse d'aération. Ces résultats sont confirmés par les pentes des droites de l'évolution de la croissance bactérienne en fonction du temps. Cette phase particulière correspond à l'étape de dégradation des hydrocarbures la plus active et à l'assimilation des éléments nutritifs contenus dans le milieu (azote, phosphore). A ce stade, toutes les bactéries sont vivantes, la biomasse atteint un maximum pour chaque essai.

En milieu préfluidisé, l'augmentation de la vitesse de jet au delà de 37 m/s affecte peu la croissance microbienne. En milieu fluidisé, la croissance microbienne est d'autant plus importante que la vitesse de jet est importante. Cela est apparent pour l'essai (U_j, U_f) = (42m/s, 18 cm/s) où la biomasse atteint 1.10^{10} UFC/g.

Par ailleurs, le milieu de culture devient de moins en moins favorable à la croissance microbienne. Cette dernière passe d'une phase stationnaire à une phase de déclin dû à l'épuisement des nutriments. La biomasse est d'autant plus élevée que le débit d'aération est important.

- **Phase stationnaire** : cette partie nous renseigne sur la stabilité du taux de croissance de la microflore qui atteint son maximum étant donné que le milieu devient défavorable pour la reproduction des micro-organismes. Cela peut être dû à l'épuisement des nutriments, toutefois d'autres facteurs pourraient être responsables.

- **Phase de déclin** : cette étape est atteinte aux alentours du huitième jour où les bactéries ne se reproduisent plus. Par conséquent, le taux de croissance devient négatif, ce qui est probablement dû à une diminution des substrats, des nutriments et à un effet d'inhibition provoqué par la toxicité des hydrocarbures présents.

Il faut toutefois remarquer que la microflore bactérienne totale, relativement importante en début d'expérience (10^9 UFC/g), n'a pas véritablement évolué puisqu'elle se situe entre 10^9 et 10^{10} . Par ailleurs et pour l'ensemble des essais, la phase d'adaptation et à priori celle de croissance ont débuté durant les 21 jours. Dans beaucoup de travaux de bioremédiation la flore microbienne passe de 3.10^7 UFC/g à 10^8 UFC/g selon **Greer et coll. [33]** et de 10^5 à 10^7 pour **Miicic-Terzic et coll. [53]** alors que pour **Ghazali et coll. [31]** l'échantillon contaminé avec le diesel contient 10^5 UFC/g des microorganismes indigènes et passe à l'ordre de 10^7 UFC/g après addition d'un inoculum. Nous avons toutefois déterminé pour les différents essais le taux de croissance μ_{max} .

La détermination du taux de croissance maximum à partir des pentes des droites de l'évolution de la croissance bactérienne en fonction du temps durant la phase exponentielle nous a permis de comparer les vitesses de croissance bactérienne pour les différents essais.

Les résultats du taux de croissance sont donnés dans le tableau III.7

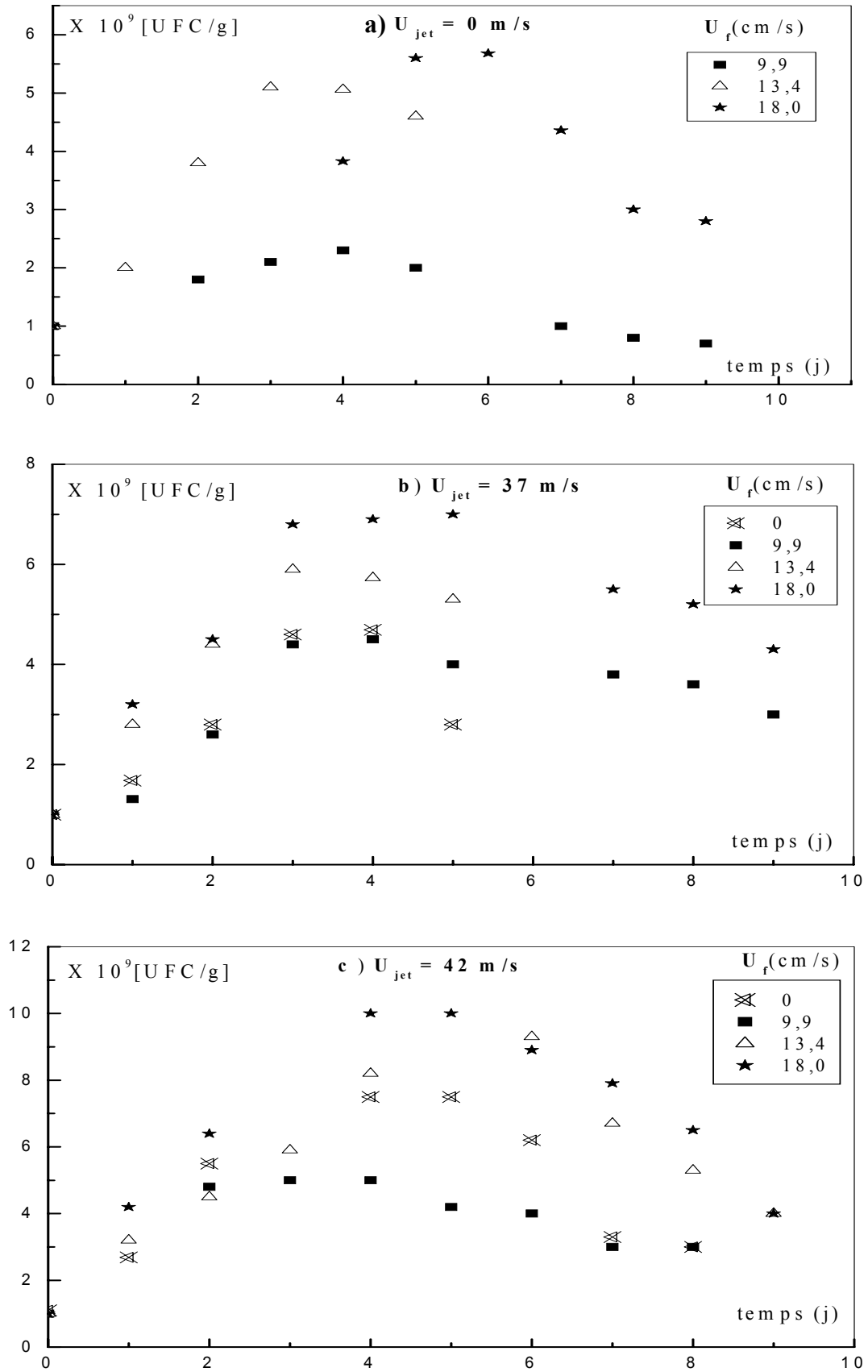


Figure III.11 : Evolution de la biomasse en fonction du temps
Influence de la vitesse d'aération

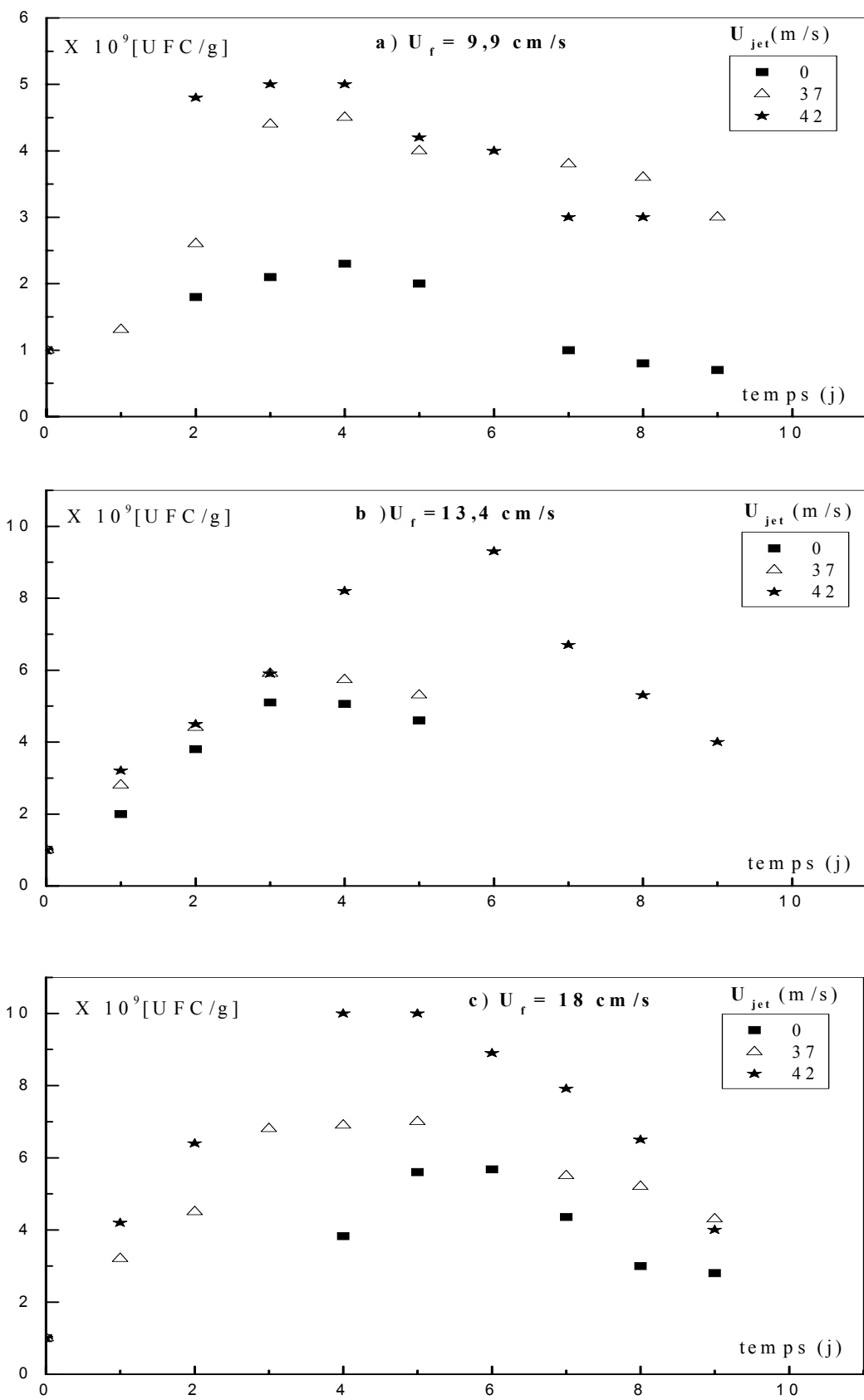


Figure III.12: Evolution de la biomasse en fonction du temps
Influence de la vitesse de jet

Tableau III.7 : Coefficient du taux de croissance μ_{\max} pour les différents essais

Type de réacteur	Vitesses	μ_{\max} (j^{-1})
$(U_f, 0)$	(9,9; 0)	0,275
	(13,4; 0)	0,589
	(18,0; 0)	0,434
$(0, U_j)$	(0; 37)	0,511
	(0; 42)	0,879
(U_f, U_j)	(9,9; 37)	0,473
	(13,4; 37)	0,637
	(18,0; 37)	0,674
	(9,9; 42)	0,608
	(13,4; 42)	0,641
	(18,0; 42)	1,029

Il ressort clairement que la présence du jet accélère la croissance microbienne. En effet les résultats donnent un taux de croissance maximum de $1,029 J^{-1}$ dans le cas où (U_j, U_f) sont égales à (42 m/s, 18 cm/s)

D'après les courbes de la croissance microbienne, le traitement biologique des hydrocarbures n'est efficace que durant les cinq premiers jours et ce pour les différents bioréacteurs. Ceci sera confirmé par la mesure des concentrations en hydrocarbures.

III.4.3 Evolution de la teneur en nutriments

Il a été démontré que les nutriments sont indispensables à l'activité microbienne. Il est donc important de suivre l'évolution de la teneur de ces éléments pendant toute la période de traitement et d'en étudier l'influence sur la croissance bactérienne.

Nous avons suivi l'évolution de la concentration de l'azote ammoniacal [NH_4^+], des nitrites [NO_2^-], des nitrates [NO_3^{2-}] et du phosphore sous forme de [PO_4^{3-}] au cours du temps.

III.4.3.1 Evolution de la teneur en azote

La présence de la matière organique telle que les hydrocarbures et son assimilation ont pour conséquence un accroissement de la biomasse et corrélativement une variation de plusieurs paramètres. Parmi ces paramètres, on cite l'azote qui est l'un des constituants majeurs de la matière vivante. Il représente 10 à 15% du poids sec des cellules et c'est un élément indispensable à la constitution des molécules, de protéines (acides aminés), des purines, des pyrimidines, de certains glucides et lipides, de cofacteurs enzymatiques et d'autres substances.

De nombreux microorganismes utilisent l'azote des acides aminés grâce à l'action de certaines enzymes telles que le glutamate déshydrogénase. Il est donc important de suivre la teneur en azote pendant la période d'incubation.

L'azote total, correspond à la quantité totale d'azote présent sous forme liée, soit généralement :

$$N_{total} = \underbrace{NH_4^+ + N_{organique}}_{\text{Azote réduit (Kjeldahl)}} + \underbrace{NO_2^- + NO_3^{2-}}_{\text{Azote oxydé et les nitrés nitrosés}} \quad (III.5)$$

Les formes essentielles de l'azote dans le sol sont des composés minéraux et de l'azote de Kjeldahl. Cependant, nous avons pu suivre la variation des trois formes différentes d'azote :

- L'azote ammoniacal NH_4^+ ;
- L'azote nitrique NO_3^{2-} ;
- L'azote nitreux NO_2^- .

L'azote de Kjeldahl n'a pas pu être déterminé expérimentalement.

III.4.3.1.1 Evolution de l'azote ammoniacal

a) Influence de la vitesse d'aération

L'évolution de la teneur en azote ammoniacal dans le bioréacteur fluidisé à jet est représentée sur les figures III.13 (a, b et c).

Durant la période de traitement, il a été constaté une importante diminution de la teneur en azote ammoniacal pour les différentes vitesses de jet.

En l'absence de jet, l'état du lit n'influe pas sur l'évolution de l'azote ammoniacal. En présence de jet, cette diminution est plus prononcée.

Cette diminution est d'autant plus importante que la vitesse d'aération est grande pour une vitesse du jet égale à 37 m/s. Par contre pour une vitesse du jet de 42m/s, la régression est plus importante en azote ammoniacal en milieu préfluidisé ($U_f = 9,9$ cm/s).

Toutefois, nous avons remarqué que pour une vitesse de jet U_j très importante l'aération diminue l'assimilation en azote ammoniacal.

Cela peut être attribué à la transformation d'une fraction de l'azote ammoniacal en nitrate par le phénomène de nitrification, alors qu'une autre fraction est assimilée par les cellules bactériennes. Par le biais de cette oxydation, les microorganismes arrivent à synthétiser l'ATP nécessaire à leur croissance.

b) Influence de la vitesse de jet

L'influence de la vitesse du jet est montrée sur les figures III.14 (a, b et c). L'évolution de la teneur en azote ammoniacal, pour une faible vitesse d'aération, montre que plus grande est la vitesse de jet, plus grande est la consommation. Contrairement à la vitesse d'aération de 13,4 cm/s à faible vitesse de jet, la consommation de l'azote ammoniacal est importante. En lit fluidisé ($U_f = 18$ cm/s) la présence de jet augmente l'assimilation de l'azote ammoniacal pour les vitesses de jet choisis.

De façon générale, la teneur en azote ammoniacal diminue au cours du temps. Cette diminution est importante et ce quelque soit l'état du lit. En présence du jet, cette diminution est beaucoup plus accentuée. En effet, l'augmentation de la vitesse du jet n'affecte pas le taux de consommation de l'azote ammoniacal.

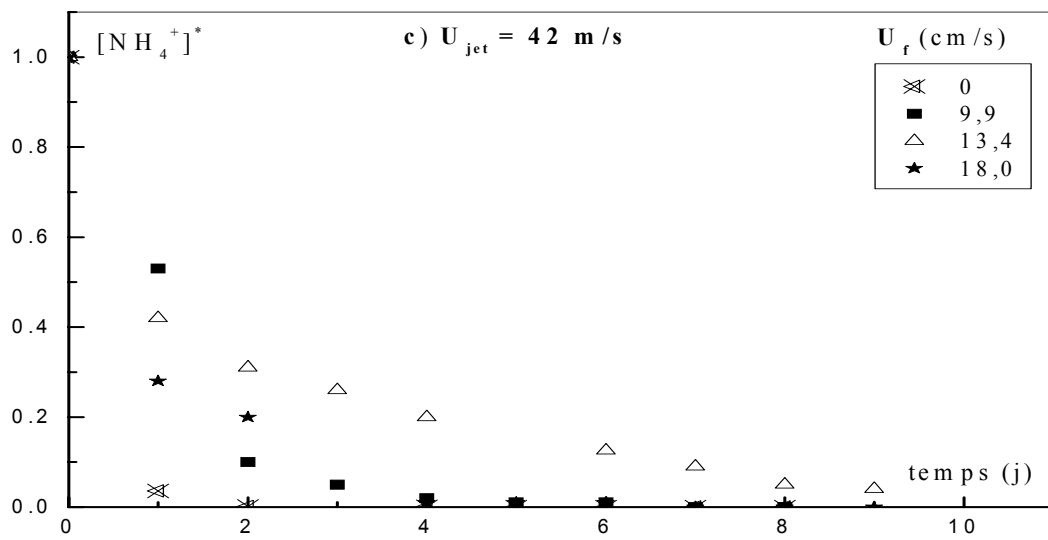
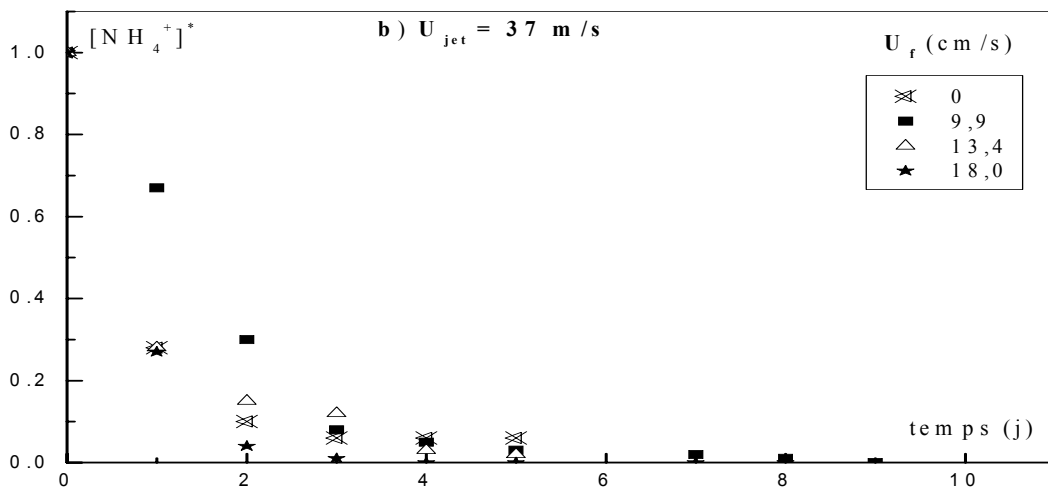
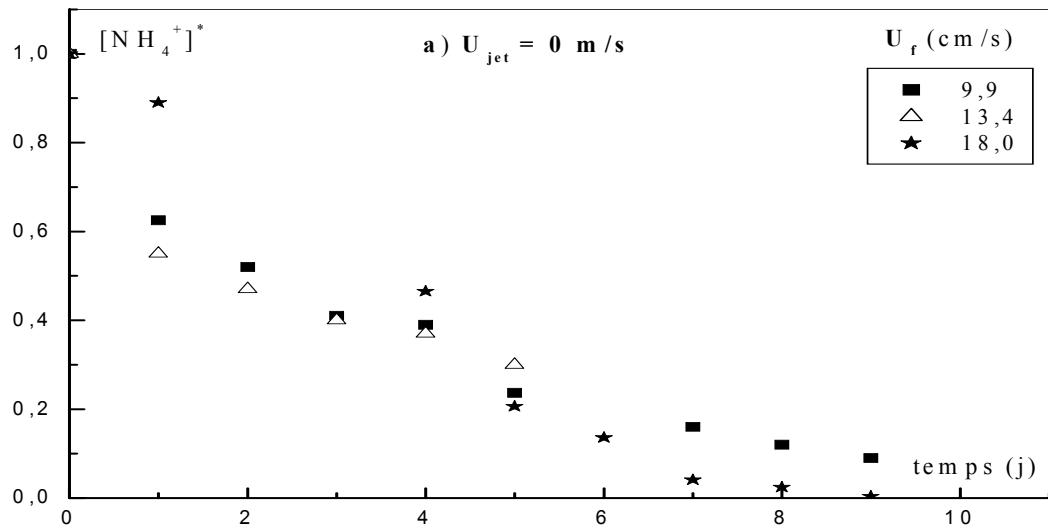


Figure III.13 : Evolution de la concentration réduite de l'azote ammoniacal en fonction du temps – Influence de la vitesse d'aération

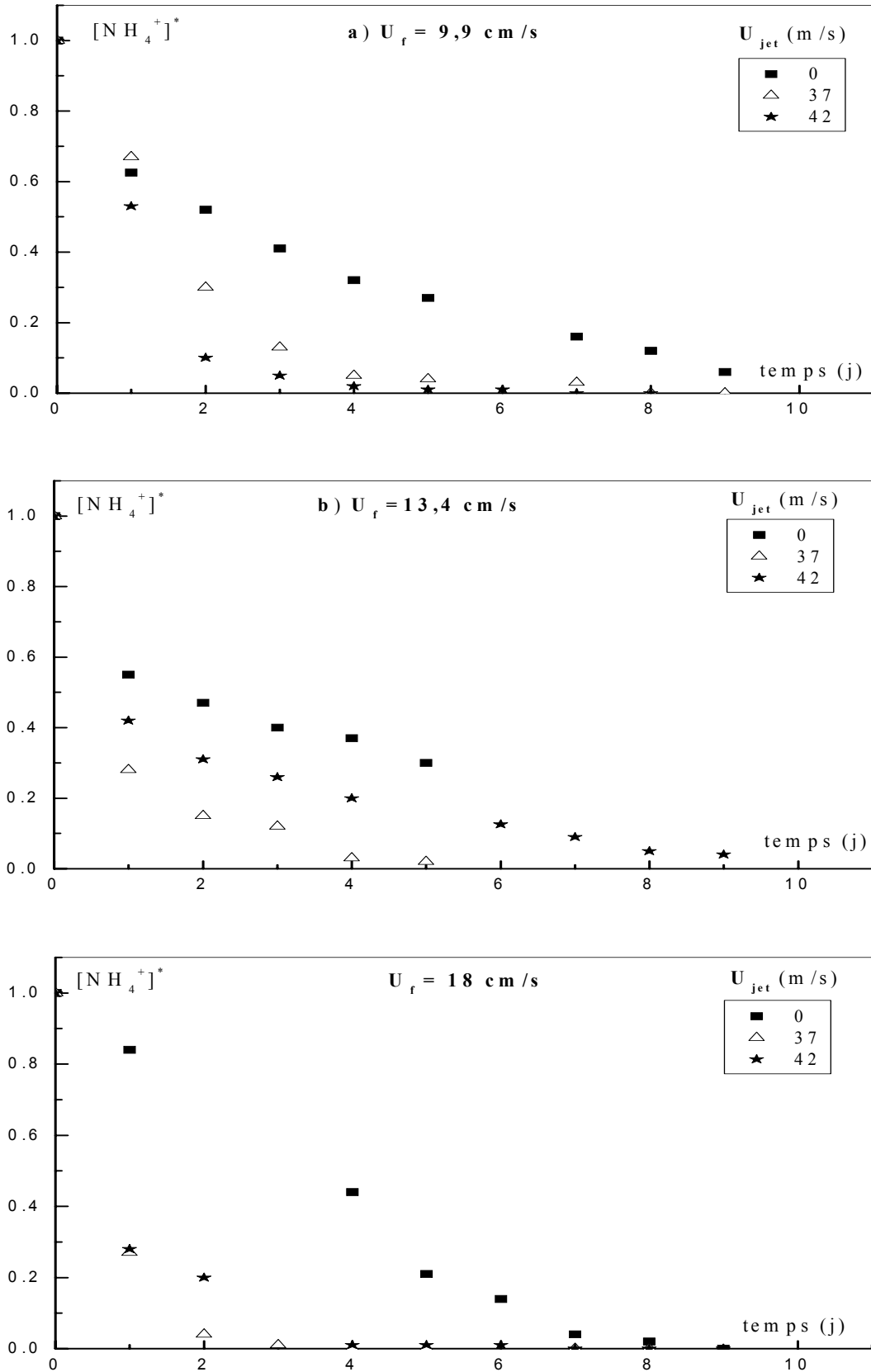


Figure III.14 : Evolution de la concentration réduite de l'azote ammoniacal en fonction du temps – Influence de la vitesse de jet

III.4.3.1.2 Evolution des nitrates

Les dérivés de l'azote recherchés et dosés dans le sol, hormis l'azote ammoniacal, sont les nitrates et les nitrites qui seront suivis au cours du temps dans le bioréacteur fluidisé à jet.

Les figures III.15 (a, b et c) représentent l'influence de la vitesse d'aération tandis que les figures III.16 (a, b et c) montrent l'influence de la présence du jet sur l'évolution de l'azote sous formes de nitrates.

a) Influence de la vitesse d'aération

Comme le montrent les figures III.15 (a et b) la teneur en nitrates augmente en début de traitement pour ensuite diminuer.

Cette augmentation est due probablement au phénomène de nitrification, comme le suggèrent **Schloesing et Muntz [67]** ; une nitrification peut avoir lieu dans un milieu riche en matières organiques et en ions ammonium. Ces ions se transforment en nitrates lorsque l'aération est élevée, la température pas trop basse et le milieu légèrement alcalin. Ces conditions étaient réunies dans ce bioréacteur avec les trois vitesses d'aération.

D'après **Winogradsky [51]**, le phénomène de nitrification se déroule en deux étapes : la nitrification, transformation d'ion ammonium NH_4^+ en ion nitrite NO_2^- due aux bactéries nitreuses (*Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* et *Nitrospira*) et la nitrification, transformation de l'ion nitrite en ion nitrate NO_3^- due aux bactéries nitriques (*Nitrobacter*, *Nitrocystis*).

L'augmentation de la teneur en nitrates à une vitesse de jet nulle et avec une vitesse d'aération égale à 18 cm/s est la plus importante en comparaison avec celle observée aux vitesses d'aération plus faibles.

La concentration des nitrates diminue d'une façon remarquable à partir du premier jour pour une vitesse de jet de 42 m/s. Ceci peut être dû aux forts débits d'aération qui accélèrent le processus de croissance et par conséquent le phénomène de nitrification.

Après le sixième jour de traitement, la teneur en nitrates diminue considérablement pour tous les essais.

b) influence de la vitesse du jet

Pour les différentes vitesses d'aération comme l'illustrent les figures III.16, la présence du jet à une vitesse égale à 42 m/s accélère le phénomène de nitrification.

III.4.3.1.3 Evolution des nitrites

Les nitrites NO_2^- peuvent s'accumuler et constituer un problème environnemental en participant à la formation de nitrosamines cancérigènes [62].

Les nitrites subissent une réduction plus prolongée arrivant ainsi à l'ion ammonium dans le cas de la nitrification assimilatrice et à une oxydation plus prolongée aboutissant ainsi à l'azote nitrique NO_3^{2-} dans le cas de la nitrification [51].

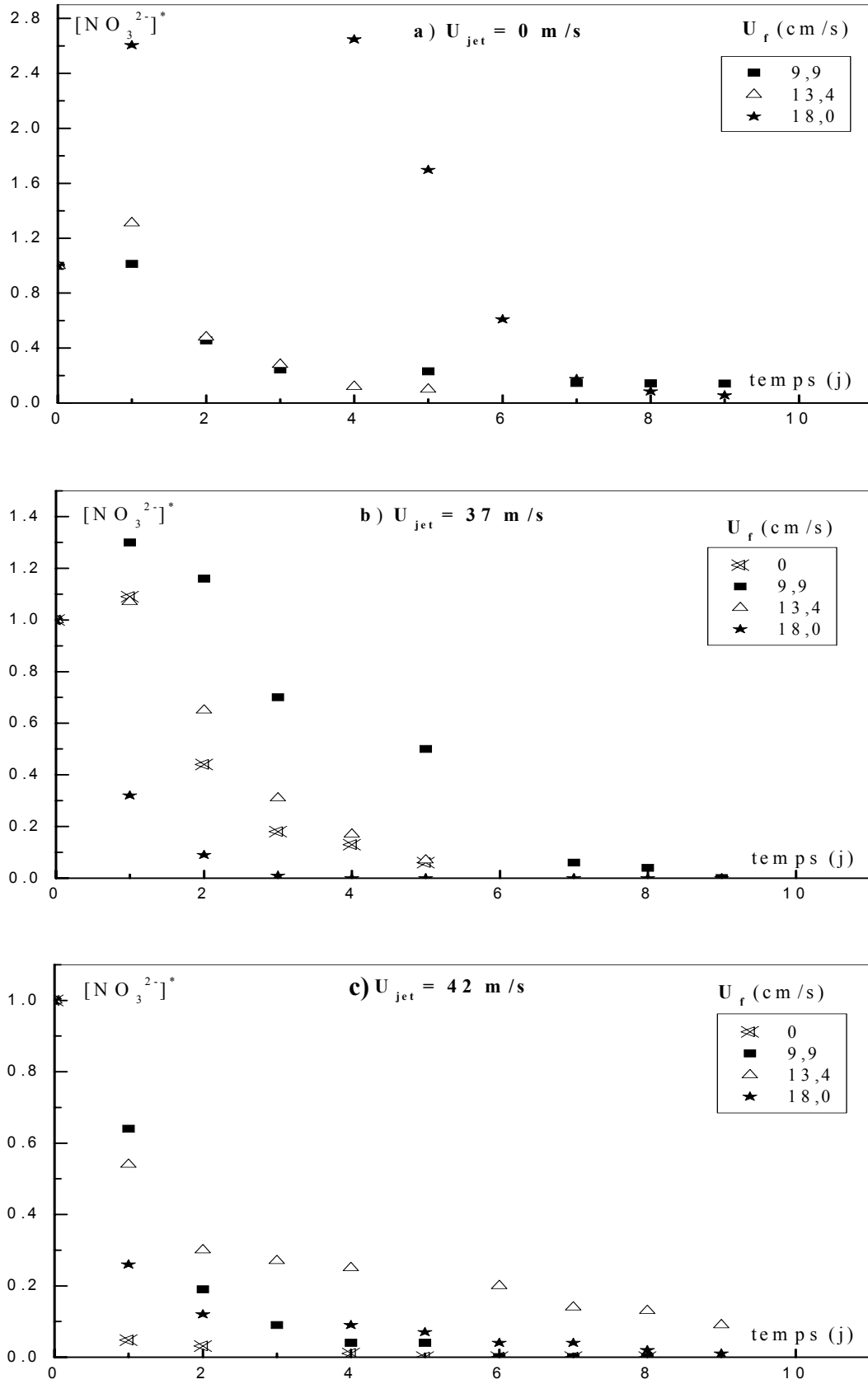


Figure III.15 : Evolution de la concentration réduite des nitrates en fonction du temps
Influence de la vitesse d'aération

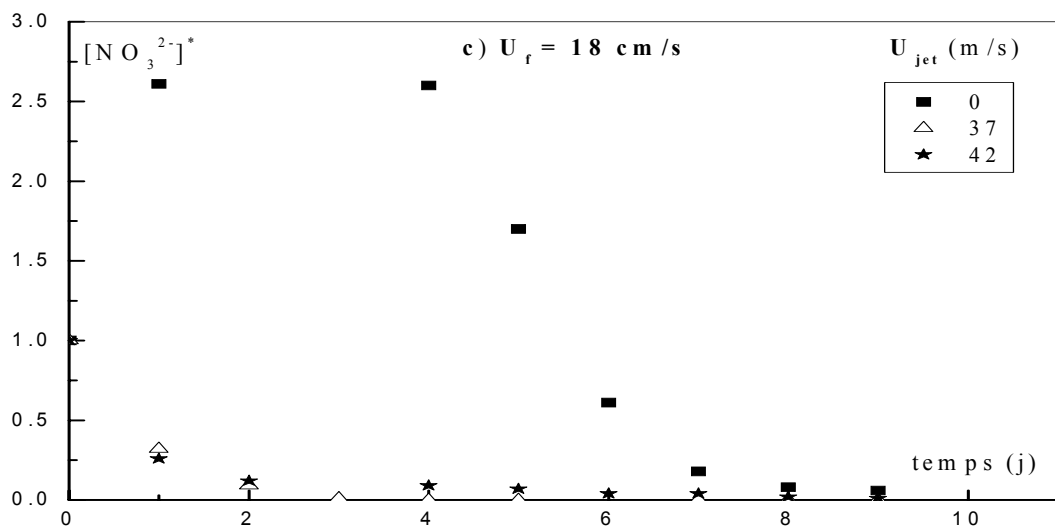
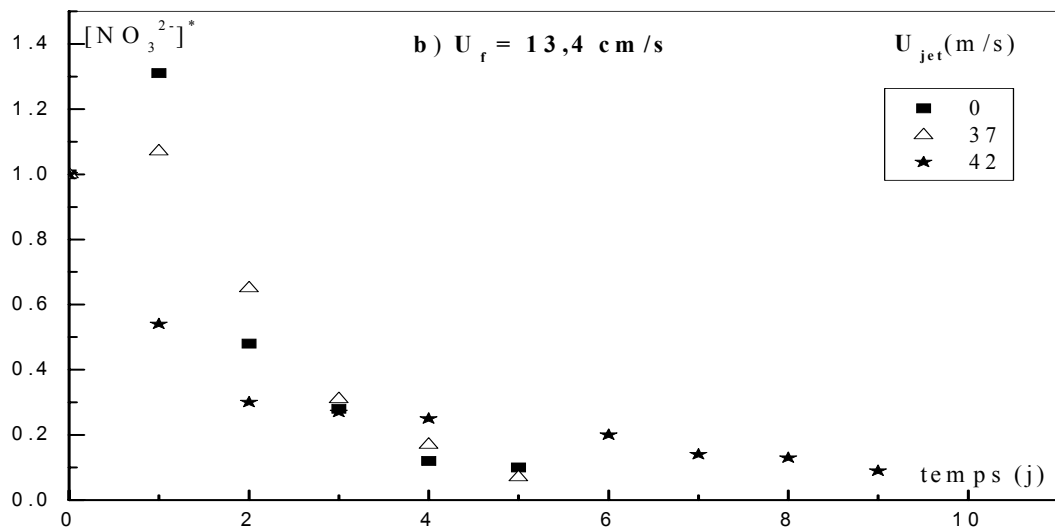
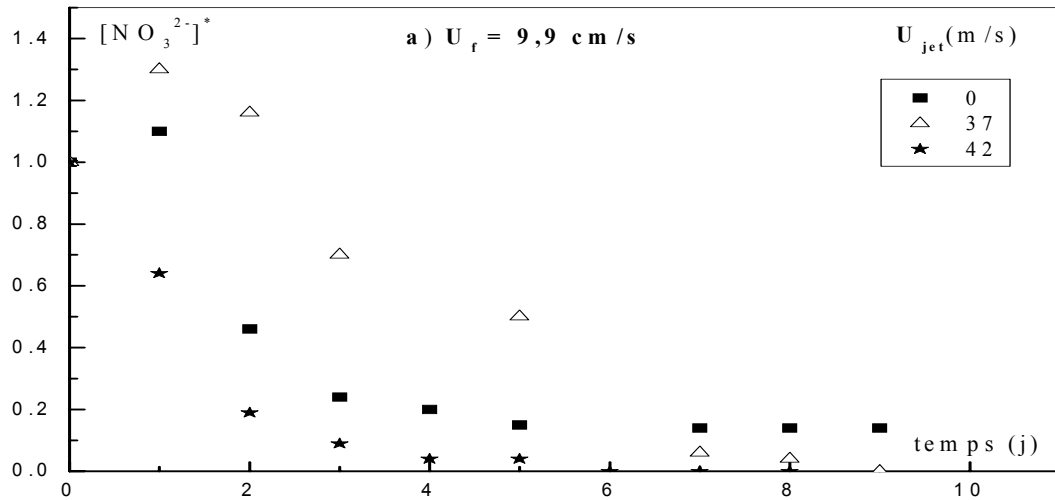


Figure III.16: Evolution de la concentration réduite des nitrates en fonction du temps
Influence de la vitesse de jet

a) Influence de la vitesse d'aération

L'évolution des nitrites NO_2^- en fonction du temps pour les différentes vitesses de jet est représentée sur les figures III.17 (a, b et c). On constate une diminution de la teneur en nitrites durant la période de traitement et ce pour les différentes vitesses d'aération.

Pour une vitesse de jet nulle, la diminution des nitrites est plus importante en milieu préfluidisé. Alors que pour une vitesse de jet de 37 m/s, l'aération favorise l'assimilation des nitrites.

A l'inverse, pour une vitesse de jet de 42 m/s, nous constatons que la seule présence de jet fait diminuer la teneur des nitrites à un plus bas seuil. Dans ce cas l'influence du jet l'emporte sur l'aération.

b) Influence de la vitesse du jet

Afin d'évaluer l'influence de la vitesse du jet, nous avons représenté sur les figures III.18 (a, b et c) l'évolution de la concentration réduite des nitrites en l'absence et en présence du jet et ce pour les différentes vitesses d'aération. Nous remarquons que la diminution de la concentration des nitrites est d'autant plus importante que la vitesse de jet est importante.

III.4.3.2 Evolution du phosphore

Le phosphore joue un rôle important dans le métabolisme cellulaire. Il est présent dans les acides nucléiques, phosphorite, nucléotides comme l'ATP, quelques cofacteurs, certaines protéines et dans d'autres composants inorganiques comme source de phosphore pour la synthèse d'ATP. Une faible disponibilité du phosphore limite la croissance bactérienne [8]. Le phosphore joue le rôle d'une véritable centrale énergétique à l'échelle cellulaire; il permet la récupération, l'accumulation et la distribution de l'énergie dans la cellule [41].

a) Influence de la vitesse d'aération

Les figures III.19 (a, b et c) représentent l'évolution de la concentration en phosphore au cours du temps pour une vitesse de jet constante.

En l'absence de jet nul et pour une vitesse d'aération de 18 cm/s, l'assimilation du phosphore est ralentie durant les premiers jours de traitement.

Il ressort des différentes figures que la teneur en phosphore diminue. Cette diminution est plus prononcée les premiers jours de traitement et ce quelque soit l'état de lit et la vitesse de jet appliquée, ce qui confirme l'importance de ce composé dans le métabolisme cellulaire dès les premiers jours.

b) Influence de la vitesse de jet

Dans ce cas, nous étudierons l'influence de la vitesse du jet en maintenant une vitesse d'aération constante. Les résultats de nos essais sont représentés sur les figures III.20 (a, b et c)

A une vitesse d'aération importante est égale à 18 cm/s, la diminution de la concentration réduite du phosphore est d'autant plus importante que la vitesse de jet est importante.

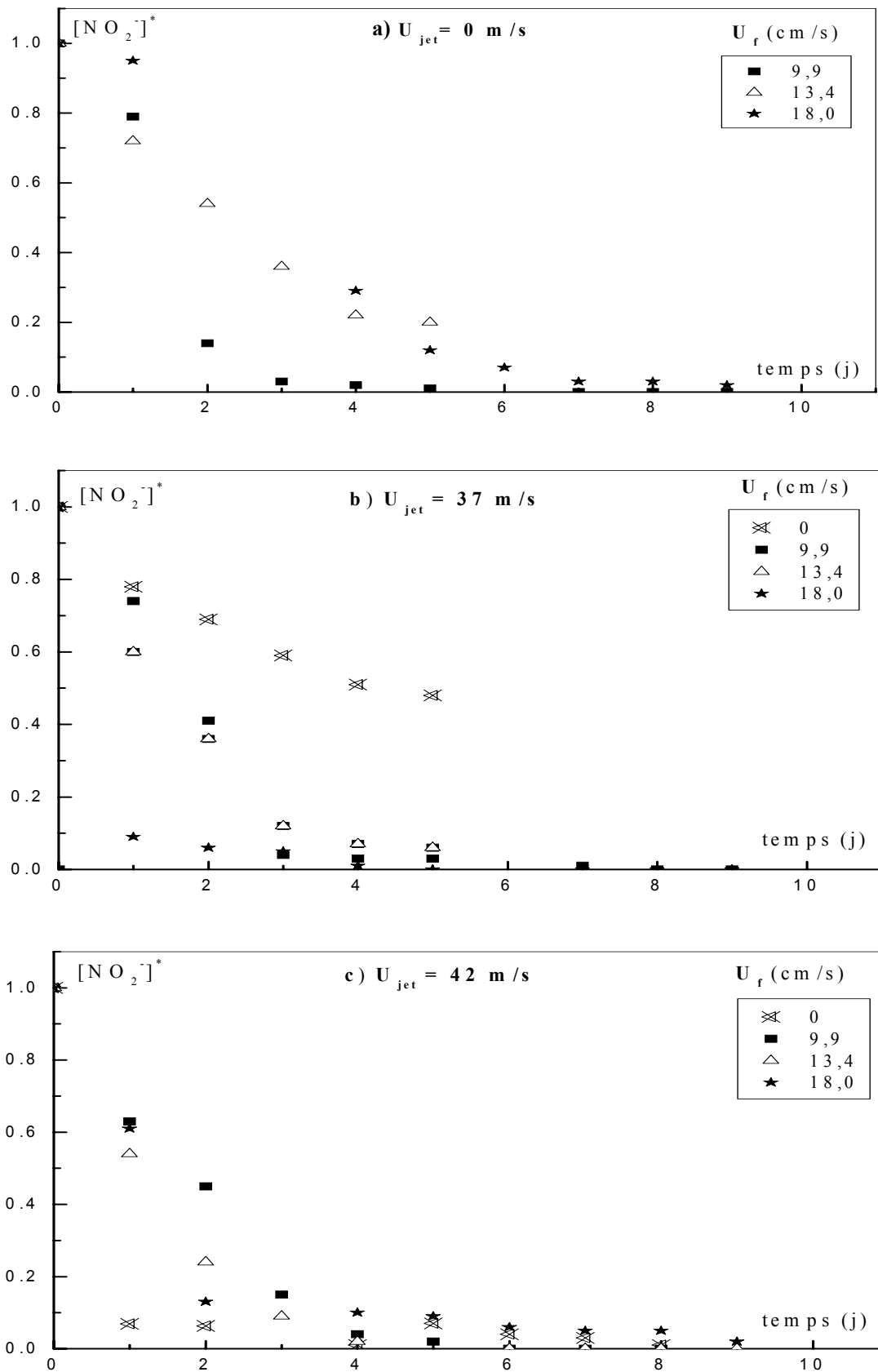


Figure III.17 : Evolution de la concentration réduite des nitrites en fonction du temps Influence de la vitesse d'aération

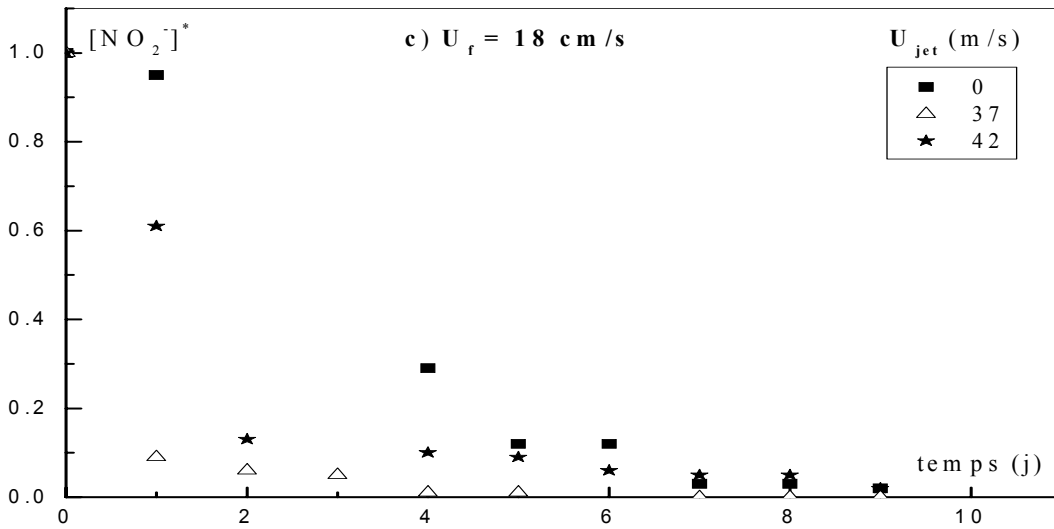
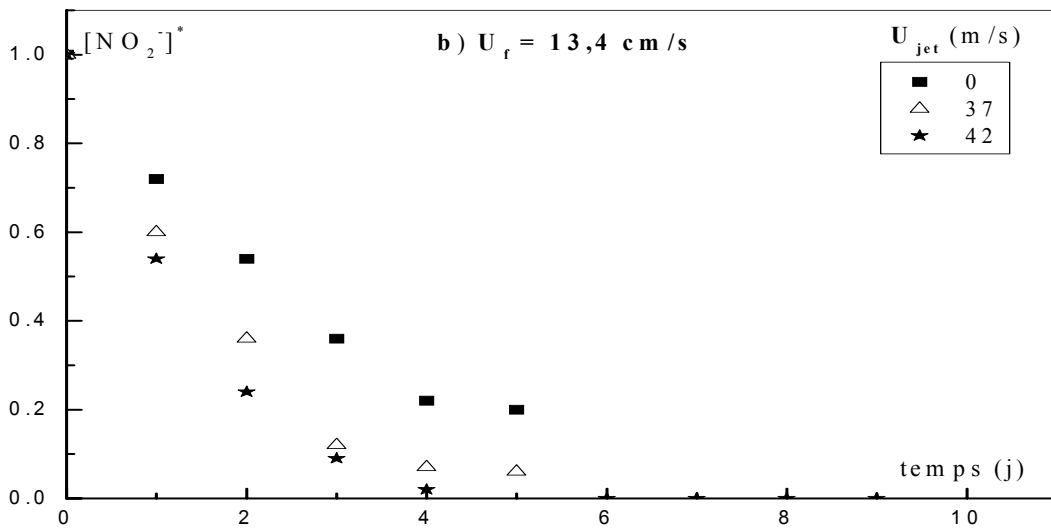
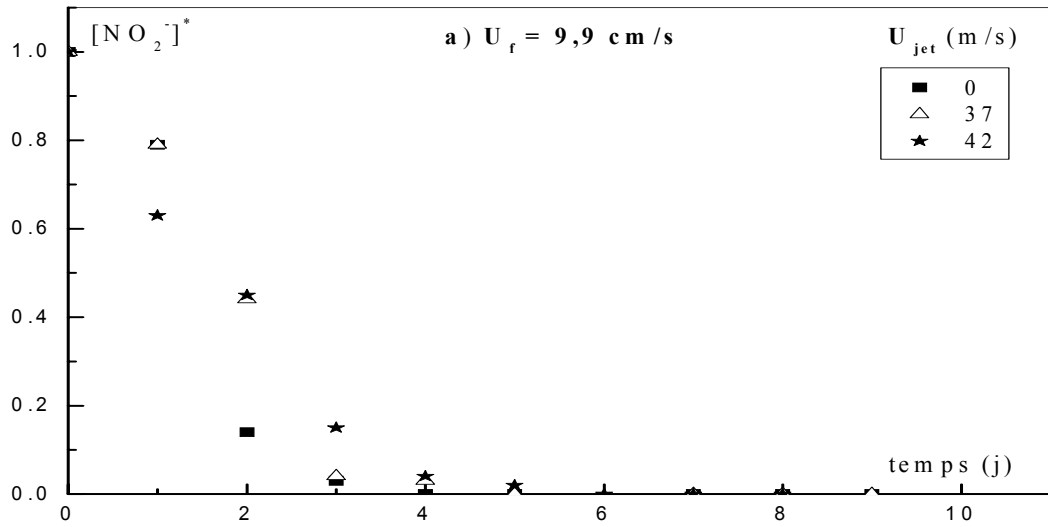


Figure III.18 : Evolution de la concentration réduite des nitrites en fonction du temps
Influence de la vitesse de jet

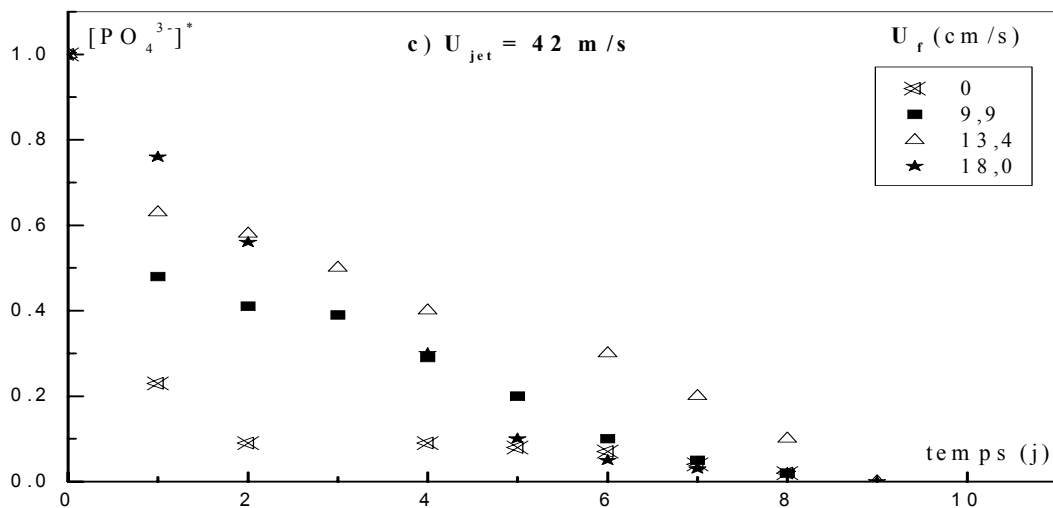
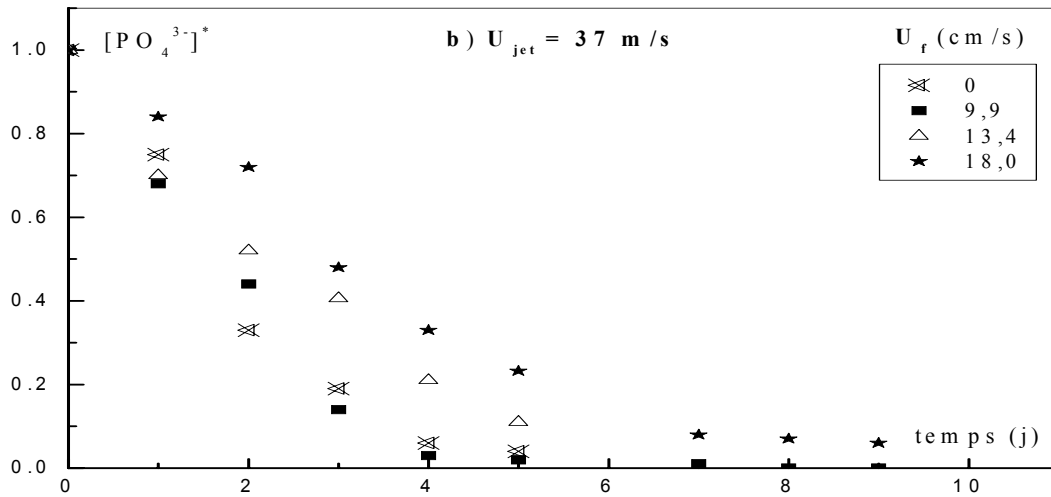
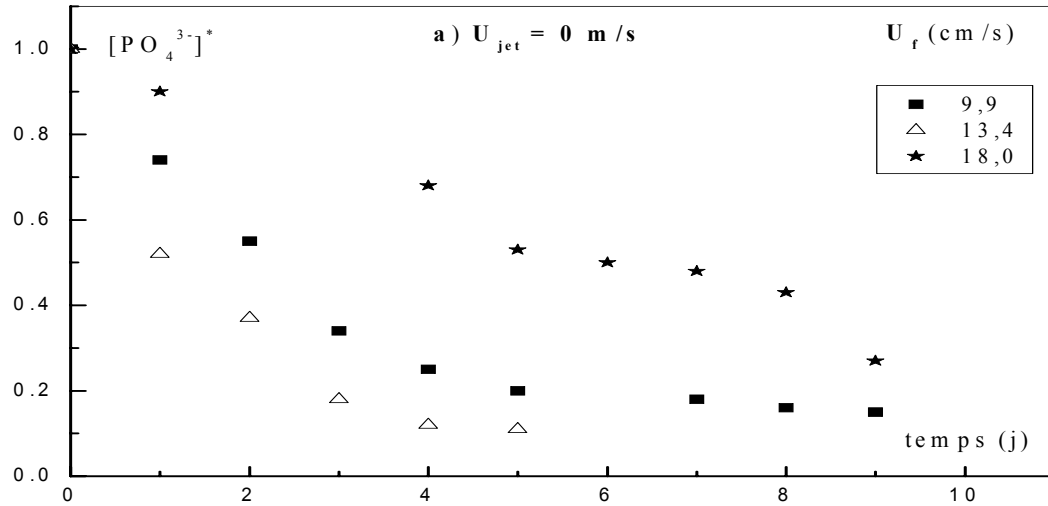


Figure III.19 : Evolution de la concentration réduite de phosphore en fonction du temps
Influence de la vitesse d'aération

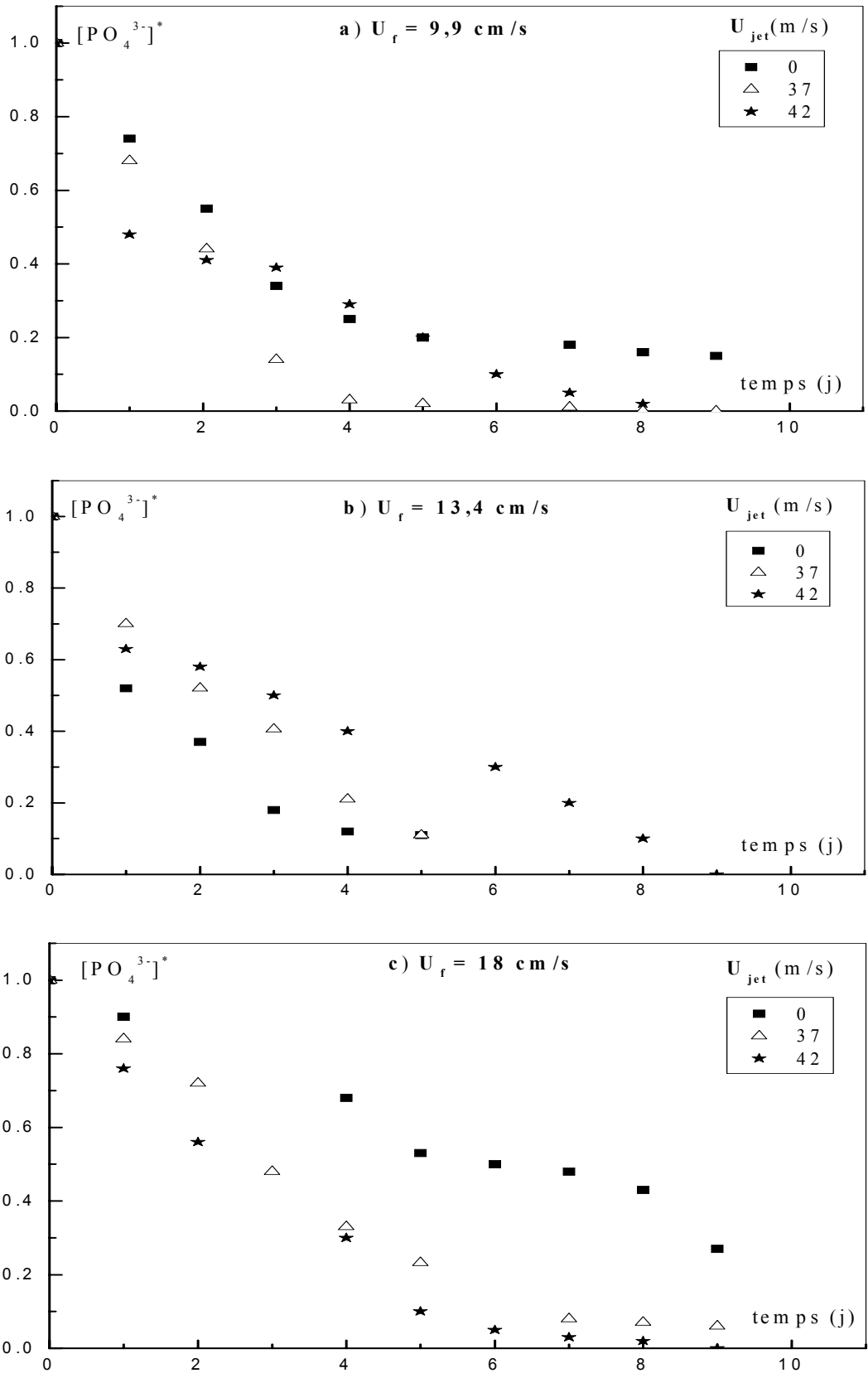


Figure III.20: Evolution de la concentration réduite de phosphore en fonction du temps
Influence de la vitesse de jet

III.4.4 Evolution du carbone organique

Le carbone est le principal élément de la matière organique et sa présence est un facteur déterminant de la qualité du sol. Il nous a été possible de suivre l'évolution du carbone organique en fonction du temps à l'aide de la méthode d'Anne (norme NFP 94-055 - chapitre II).

a) Influence de la vitesse d'aération

Les résultats de l'évolution du carbone organique en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé sont illustrés dans les figures III.20 (a, b et c).

Pour une vitesse de jet nulle, la diminution de la teneur en carbone organique est constatée pour de faibles vitesses d'aération. Cela nous permet de dire que l'élimination du carbone est inversement proportionnelle à la vitesse d'aération.

En présence de jet et pour une vitesse de 42 m/s, le taux d'élimination du carbone atteint son maximum en l'absence d'aération. Pour une vitesse de jet de 37 m/s, l'élimination du carbone est plus prononcée en milieu fluidisé.

b) Influence de la vitesse du jet

L'évolution du carbone organique en fonction du temps pour les différentes vitesses de jet à une vitesse d'aération constante est représentée sur les figures III.21 (a, b et c).

Durant le traitement biologique dans le bioréacteur fluidisé à jet, la teneur en carbone organique diminue à partir du premier jour de traitement et ce pour les différentes vitesses de jet.

En milieu préfluidisé, la présence de jet favorise l'élimination du carbone qui atteint un taux d'élimination de 80%.

En milieu fluidisé et pour des vitesses d'aération de 13,4 cm/s et 18 cm/s, les meilleurs rendements sont observés pour une vitesse de jet de 37 m/s. le taux d'élimination du carbone est optimum pour une vitesse d'aération de 13,4 cm/s.

III.4.5 Evolution de la teneur des hydrocarbures

Le gasoil est un mélange complexe d'environ 2000 à 4000 hydrocarbures [49] qu'on ne peut pas séparer totalement par chromatographie. En fait, seuls les n-alcanes et quelques hydrocarbures ramifiés peuvent être identifiés en tant que composés séparés.

Nous avons pu suivre une fraction du gasoil qui contient 21 hydrocarbures dont 15 sont identifiables et appartenant à la famille des n-alcanes ($C_{10} - C_{24}$).

Concernant la dégradation du gasoil, le problème majeur est la complexité d'analyse qui est due au nombre élevé de ses composés.

Le suivi de la concentration des hydrocarbures durant la période du traitement biologique pour les différents essais a été réalisé par chromatographie en phase gazeuse CPG et par infrarouge pour certains essais.

Dans le cas de la CPG la détermination de la teneur des hydrocarbures est effectuée à l'aide d'un étalon interne qui est l'Anthracène. Cet hydrocarbure possède un temps de rétention compris entre ceux de C_{17} et C_{18} . Il a été choisi car il n'existe pratiquement pas dans le gasoil et possède une bonne résolution de séparation par rapport à celle des hydrocarbures du gasoil.

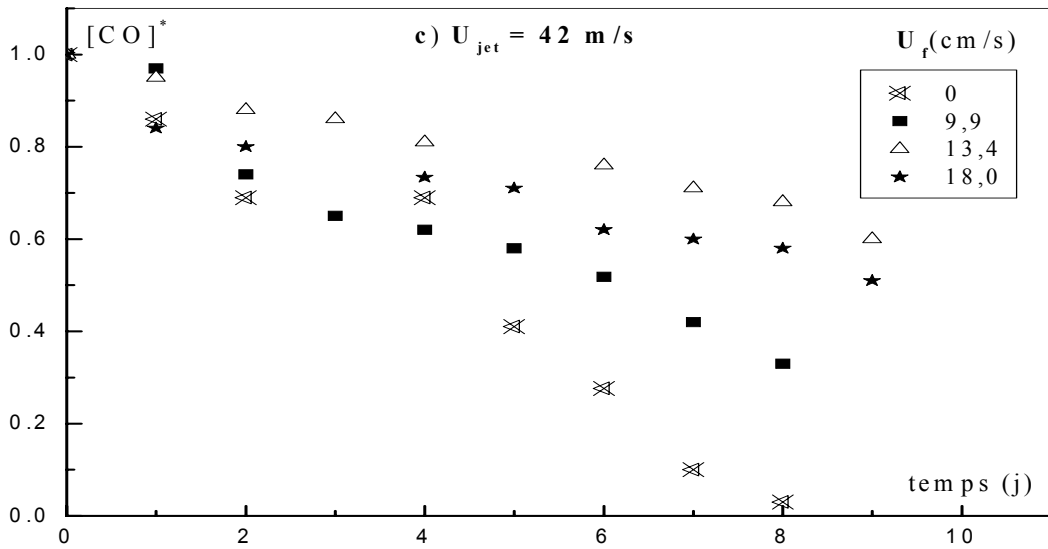
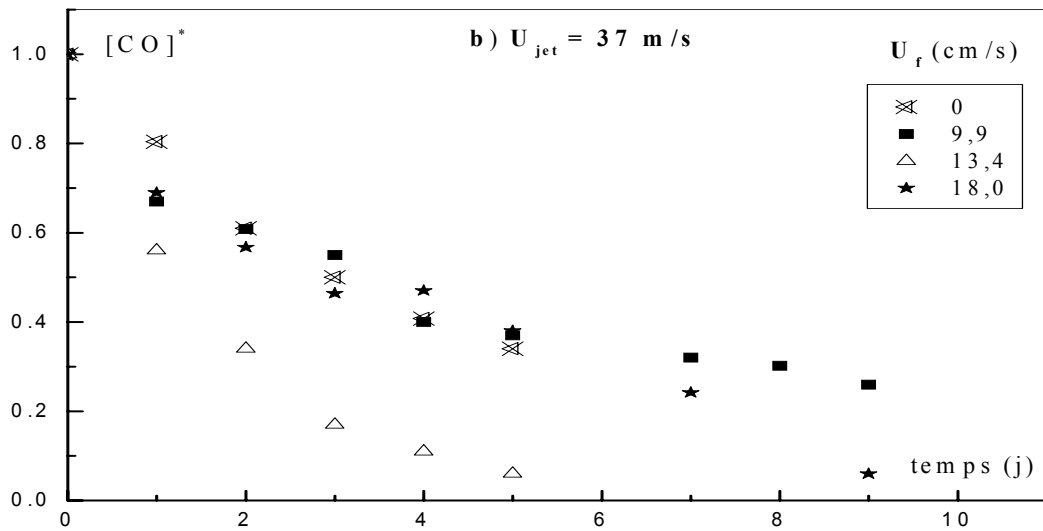
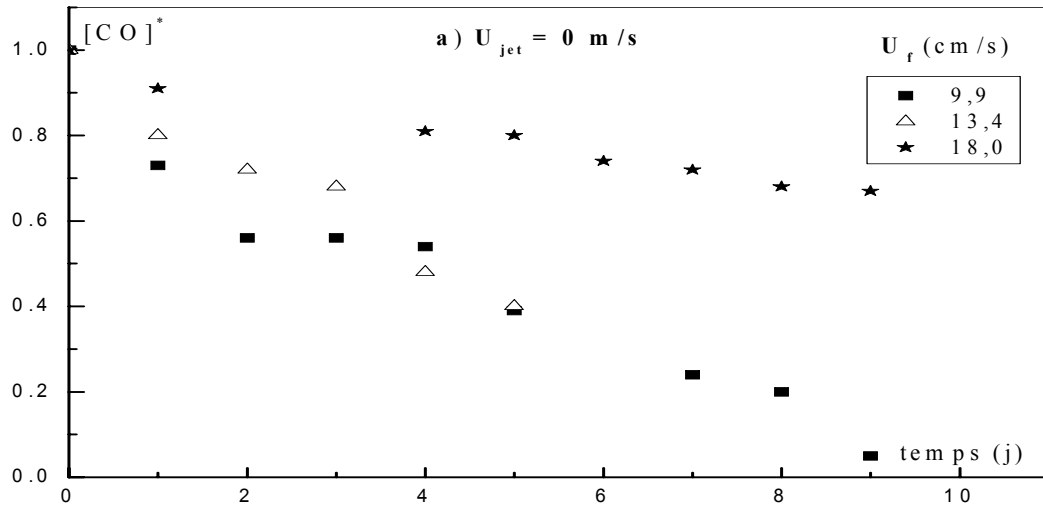


Figure III.20 : Evolution de la concentration réduite du carbone organique en fonction du temps Influence de la vitesse d'aération

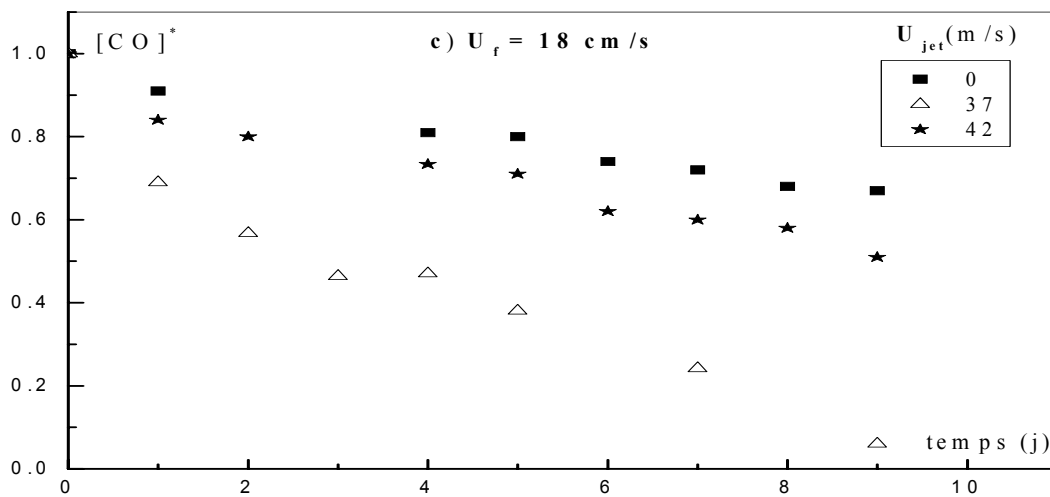
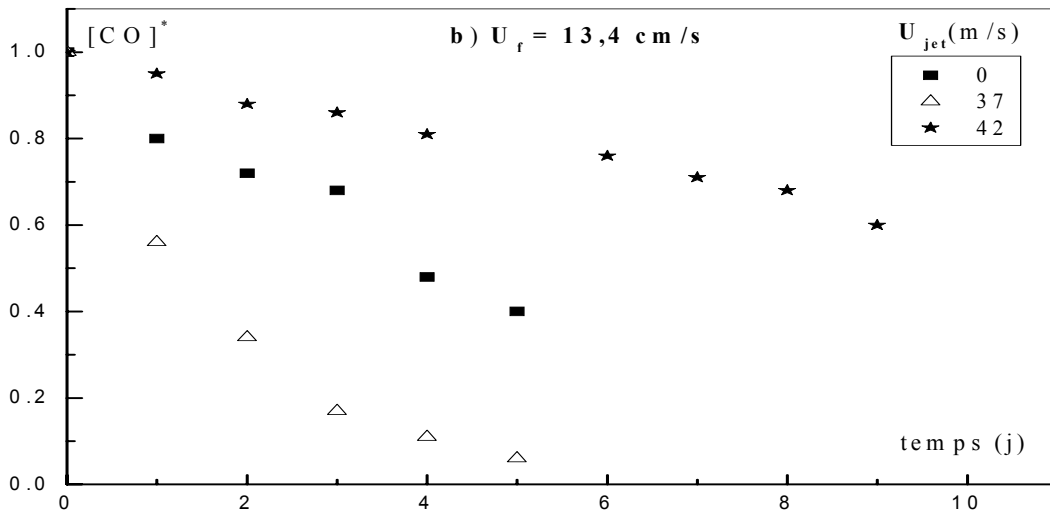
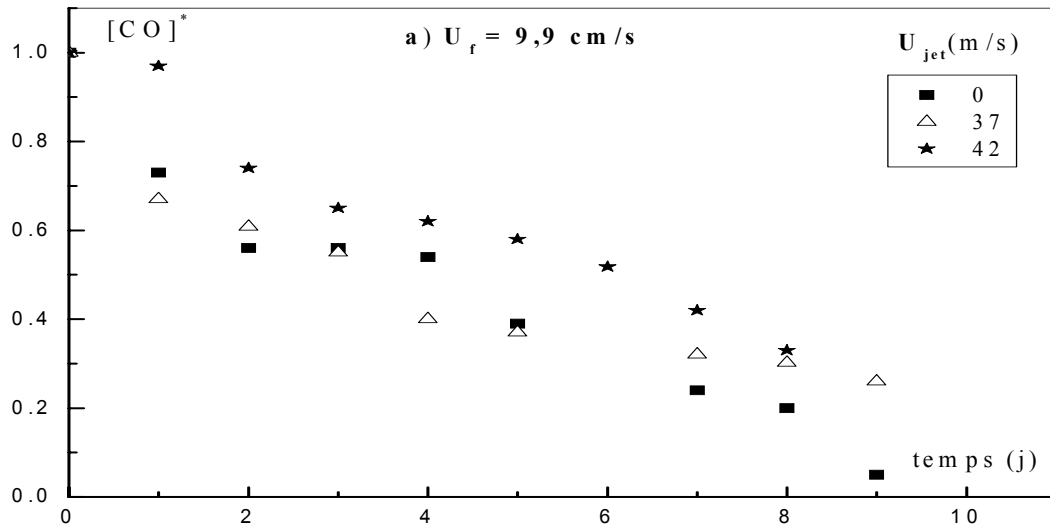


Figure III.21: Evolution de la concentration réduite du carbone organique en fonction du temps Influence de la vitesse de jet

Les analyses par chromatographie en phase gazeuse ont été effectuées au sein du laboratoire de chromatographie de la Faculté de chimie de l'U.S.T.H.B.

L'analyse chromatographique a été effectuée avec programmation de température en utilisant une colonne HP1 capillaire en silice fondue de 30 m de longueur, 0,25 mm de diamètre interne et 0,25 μm d'épaisseur du film avec une phase stationnaire en méthyldipolysiloxane (HP). La température initiale est de 80 °C et la programmation de température est à raison de 8°C/mn pour atteindre une température finale de 250°C.

Le spectre du gasoil analysé est représenté sur la figure III.22. Il nous a permis d'identifier les alcanes situés entre C_{10} – C_{24} ainsi que les composés X_i que nous n'avons pas réussi à identifier.

Les pourcentages des composés identifiés sont consignés dans le tableau III.8.

Tableau III.8 : Résultats d'analyse du gasoil par chromatographie en phase gazeuse

Constituants	% Massique
X1	0,336
nC10	1,037
nC11	2,248
nC12	2,810
X2	1,138
nC13	2,785
X3	1,581
nC14	3,318
X4	1,662
nC15	4,575
X5	1,339
nC16	3,312
X6	2,084
nC17	2,912
nC18	2,253
nC19	2,071
nC20	0,959
nC21	0,548
nC22	0,367
nC23	0,224
nC24	0,135

La différence des conditions opératoires de température (T_i , T_f) et de colonnes utilisées (phase stationnaire, longueur...) ont fait que nous n'avons pu identifier que 37,69% des hydrocarbures dont 29,55% d'alcanes entre C_{10} et C_{24} .

Les résultats d'analyse du gasoil par CPG effectués par le laboratoire du centre de Recherche et développement de Sonatrach de Boumerdes donnent la distribution massique des hydrocarbures par ordre de carbone (C_4 à C_{30}) et non par familles d'hydrocarbures. La comparaison avec nos résultats est très difficile.

Marchal et coll. [49] ont utilisé un gasoil commercial avec 24% d'alcanes ; 30% d'aromatiques et 46% d'iso et cycloalcanes.

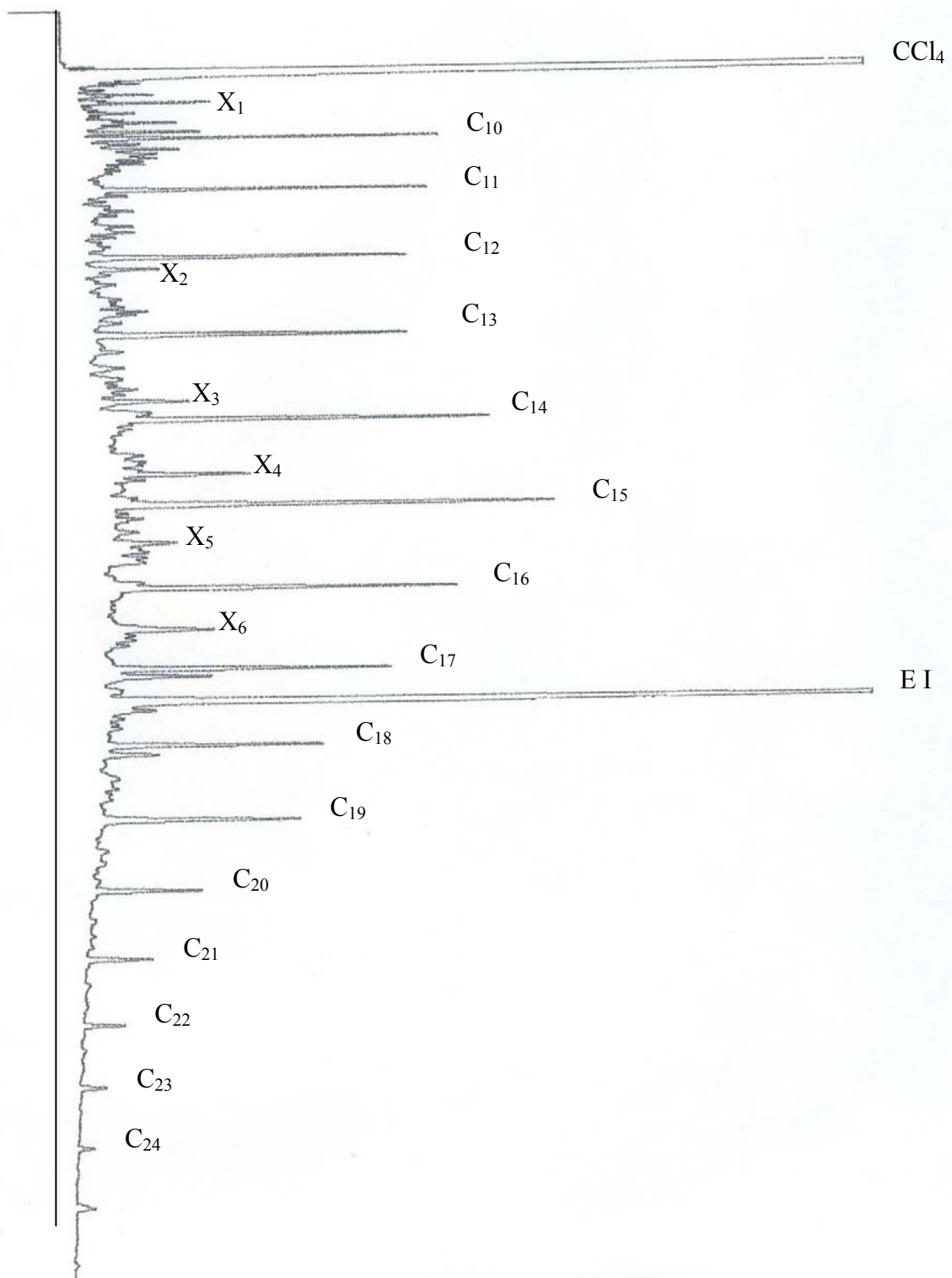


Figure III.22 : Spectre chromatographique du gasoil

a) Influence de la vitesse d'aération

Afin d'étudier l'influence de la vitesse d'aération, nous avons représenté sur les figures III.23 (a, b et c) l'évolution de la concentration réduite $[HC]/[HC]_0$ et sur la figure

III.24 (a, b et c) l'évolution du rendement d'élimination des hydrocarbures dans un bioréacteur fluidisé à jet. En l'absence de jet, la teneur en hydrocarbures diminue graduellement dans les cas de $U_f = 9,9$ cm/s et $U_f = 13,4$ cm/s et ce processus s'accélère à partir du 7^{ème} jour tandis que pour $U_f = 18$ cm/s, on remarque une nette diminution dès le quatrième jour. Dans ce cas, la dégradation du gasoil passe par une phase lente suivie d'une phase accélérée.

En présence de jet, selon que l'on opère à une vitesse de jet de 37 m/s ou de 42 m/s, les résultats diffèrent complètement. Pour une vitesse de jet de 42 m/s (figure III.23.c) l'aération ou l'état du lit n'affecte pas le taux d'élimination des hydrocarbures et le taux d'élimination est très important. Pour une vitesse de jet de 37 m/s, la présence de l'air de fluidisation diminue de façon significative le taux d'élimination des hydrocarbures. Toutefois, l'état du lit affecte peu cette évolution comme l'illustre la figure III.23 .b

Il ressort clairement des différents essais que la présence de jet accélère le processus d'élimination des hydrocarbures. Après neuf jours de traitement, on atteint des taux d'élimination des hydrocarbures étudiés de 97% en l'absence de jet pour une vitesse de fluidisation de 18 cm/s, et en présence de jet, il est de 93% pour une vitesse de jet de 37 m/s et 89% pour une vitesse de jet de 42 m/s. A priori, il serait plus judicieux d'opérer avec des vitesses de jet inférieures ou égales à 37 m/s.

b) Influence de la vitesse du jet

Afin d'évaluer l'influence de la vitesse du jet sur la dégradation des hydrocarbures, nous avons représenté le taux d'enlèvement des hydrocarbures pendant le traitement dans le bioréacteur fluidisé à jet et ce pour différentes vitesses d'aération sur les figures III.25 et III.26.

Si la présence de jet accélère le processus d'enlèvement des hydrocarbures, dans le cas d'une vitesse d'aération de 18 cm/s, l'influence du jet semble négligeable à priori comparés à celle de l'aération.

Il ressort clairement des différents essais que la présence de jet qui favorise les échanges interparticulaires et les transferts entre les différentes phases en présence, accélère le processus d'élimination des hydrocarbures dans le cas de milieux préfluidisé et fluidisé, exception faite pour une vitesse de fluidisation importante de 18 cm/s.

Au delà du minimum de fluidisation (figure III.25.c), le taux d'enlèvement des hydrocarbures est peu affecté par la présence de jet.

Les résultats de mesures du taux d'enlèvement des hydrocarbures sont regroupés dans le tableau III.9.

Après neuf jours de traitement, les résultats montrent que les hydrocarbures étudiés sont éliminés à plus de 89 %.

Selon **Mecheraoui et Lardjane [52]**, le traitement biologique des hydrocarbures dans un bioréacteur fluidisé à jet a mis en évidence que la présence du jet accélère la cinétique de dégradation et réduit le temps de traitement sans tenir compte du taux d'évaporation.

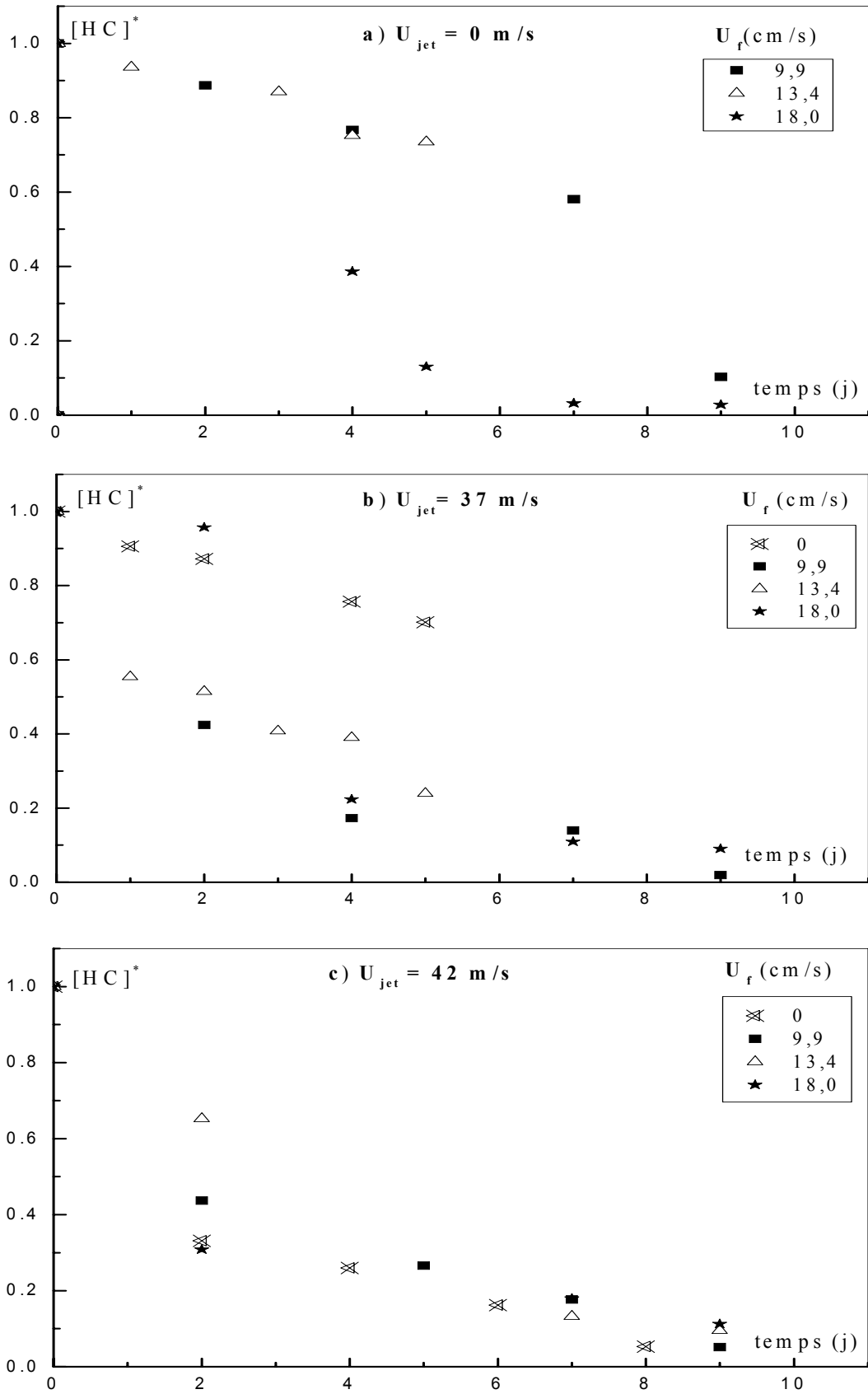


Figure III.23: Evolution de la concentration réduite du gasoil au cours du temps
Influence de la vitesse d'aération

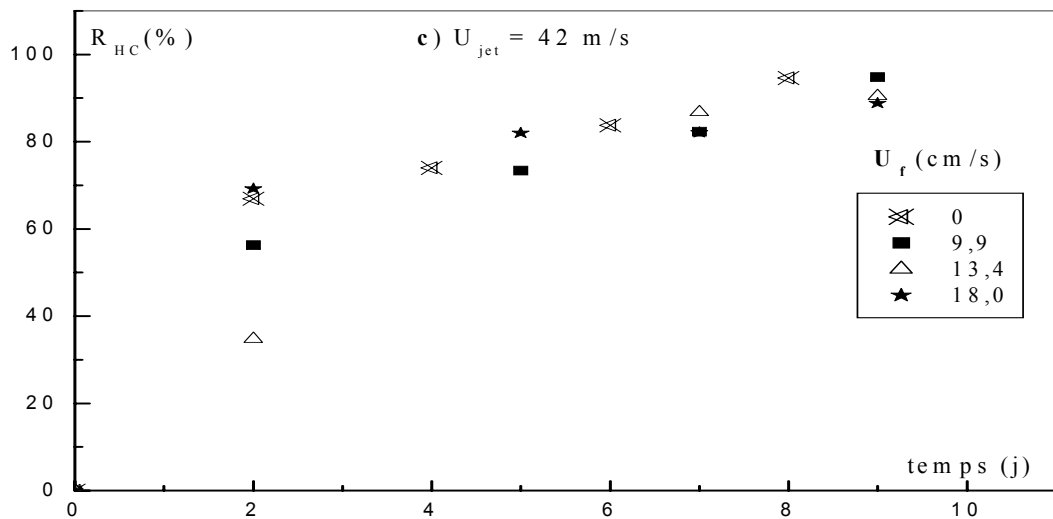
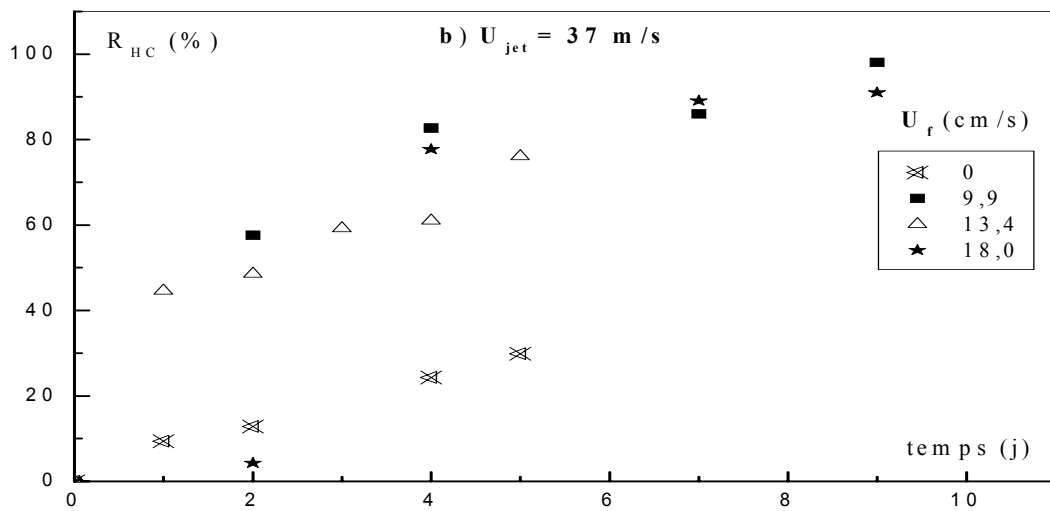
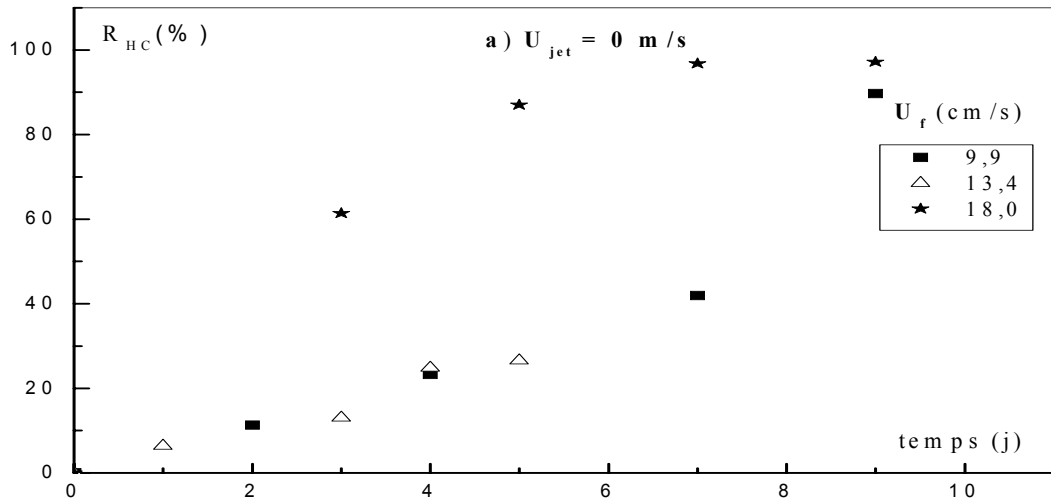


Figure III.24 : Evolution du rendement d'élimination du gasoil au cours du temps
Influence de la vitesse de jet

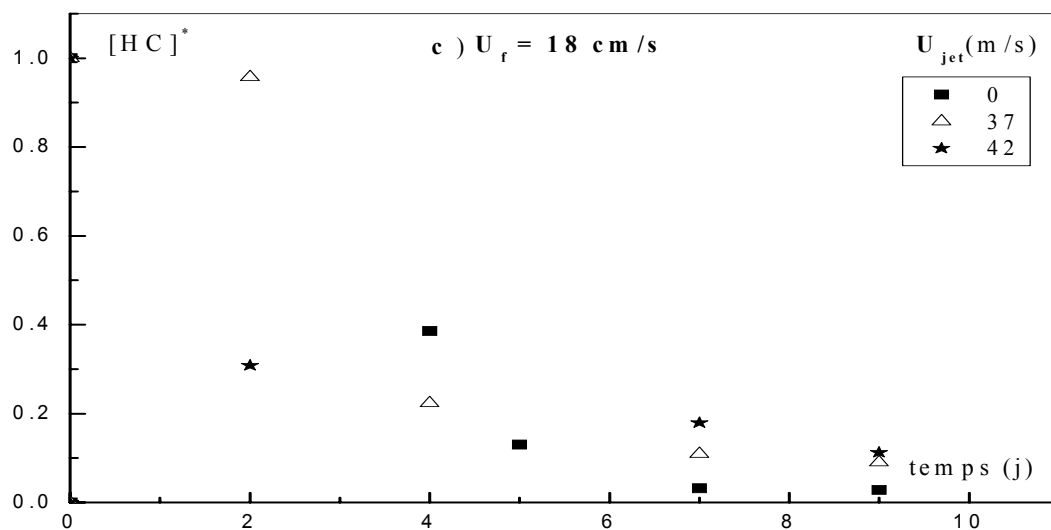
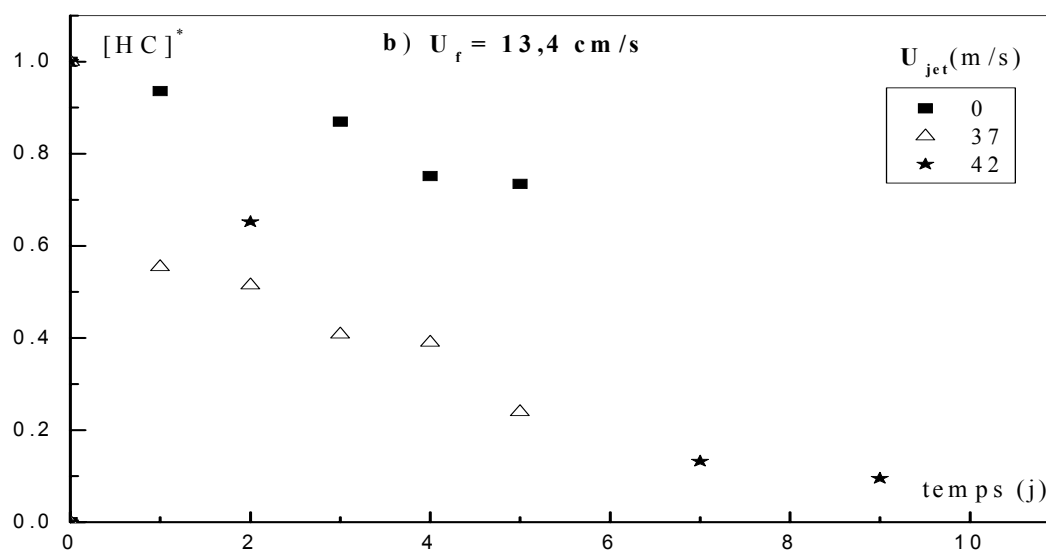
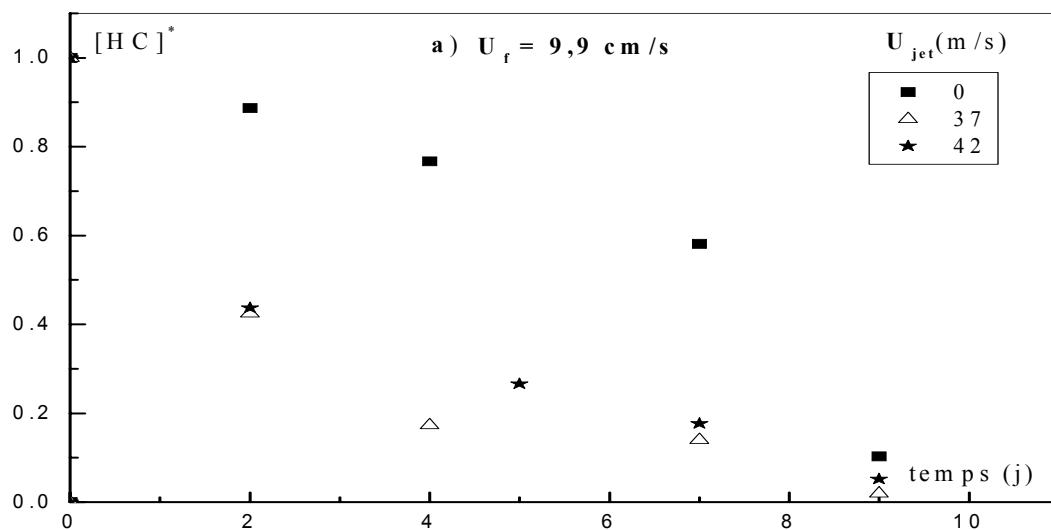


Figure III.25 : Evolution de la concentration réduite du gasoil au cours du temps
Influence de la vitesse de jet

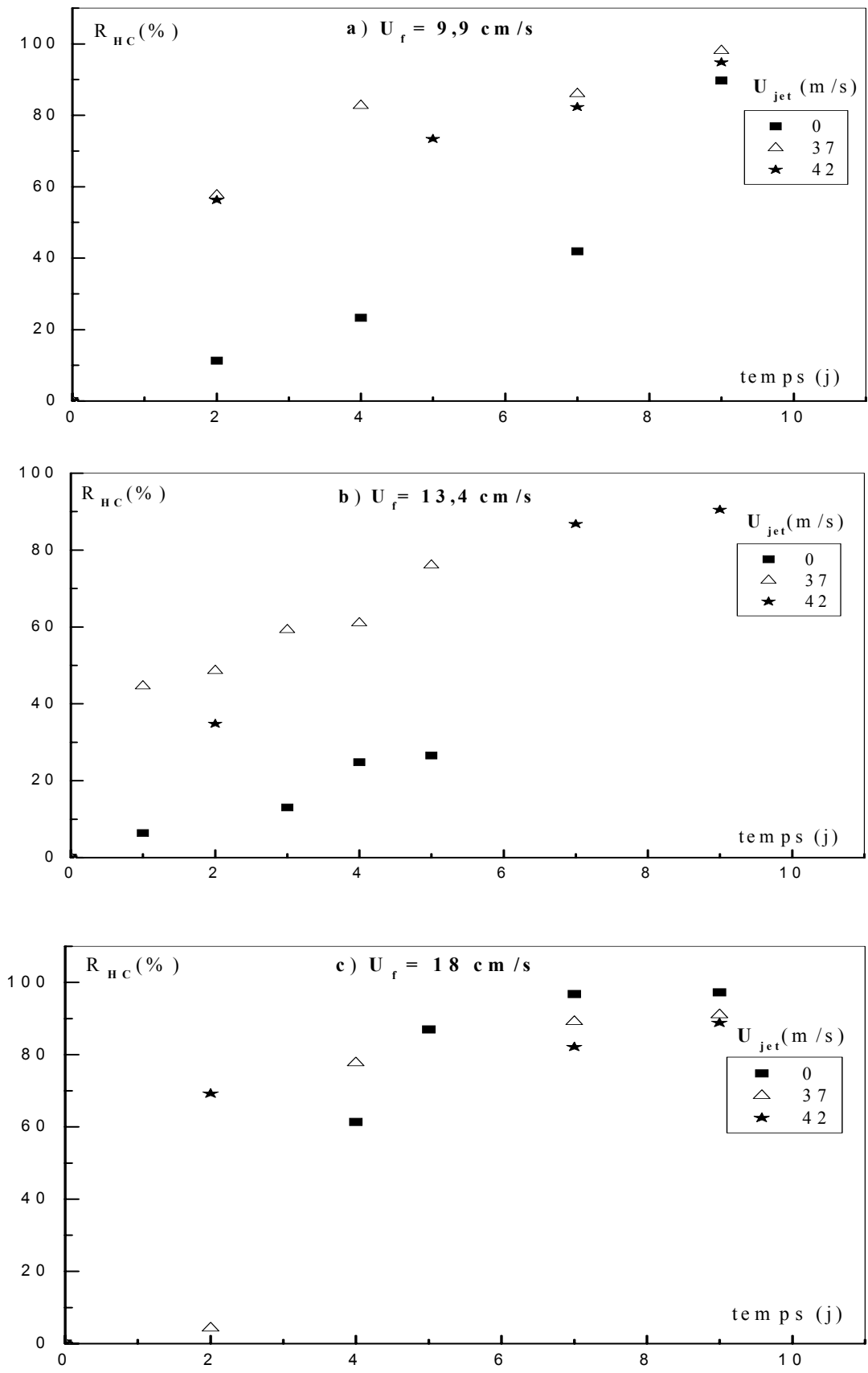


Figure III.26 : Evolution du rendement d'élimination du gasoil au cours du temps
Influence de la vitesse de jet

Tableau III.9 : Rendement d'élimination des hydrocarbures dans le bioréacteur fluidisé à jet

Type de réacteur	Vitesses [U _f (cm/s), U _j (m/s)]	Rendement d'élimination (%)	Durée du traitement (jours)
(U _f , 0)	(9,9; 0)	89,7	09
	(13,4; 0)	26,6	05
	(18,0; 0)	97,2	09
(0, U _j)	(0; 37)	29,9	05
	(0; 42)	94,6	09
(U _f , U _j)	(9,9; 37)	98,0	09
	(13,4; 37)	76,0	05
	(18,0; 37)	92,6	09
	(9,9; 42)	94,8	09
	(13,4; 42)	90,6	09
	(18,0; 42)	88,8	09

III.4.6 Biodégradation des hydrocarbures

L'évaporation est généralement le principal processus d'altération au cours des premiers jours qui suivent un déversement. Les molécules de faible poids moléculaire s'évaporent plus rapidement que celles de poids moléculaire élevé qui persistent dans le sol. Pour cela, nous avons jugé nécessaire d'estimer le taux d'évaporation du gasoil pour chaque essai et de quantifier le taux de dégradation généré par les microorganismes indigènes.

Les conditions opératoires dans un réacteur fluidisé à jet où il n'existe pas de phase aqueuse, sont proches de celles qui se déroulent dans les conditions naturelles, si ce n'est qu'on joue sur l'intensité de l'aération qui favorise le transfert des molécules d'hydrocarbures volatils vers l'atmosphère. Ainsi et pour une meilleure estimation du taux de dégradation des hydrocarbures, nous avons réalisé les mêmes essais du traitement que précédemment sur un sol stérile pollué à 40 g de gasoil par kg de sol stérilisé au préalable.

A cet effet, le sol utilisé a été lavé au préalable et séché à l'étuve à 120°C durant vingt quatre heures pour pouvoir éliminer les microorganismes existants.

Le suivi du phénomène d'évaporation est réalisé à partir de l'analyse par C.P.G d'échantillons de sol prélevés tous les jours. Lors des différents essais, nous avons constaté que le taux d'enlèvement des hydrocarbures ou d'évaporation augmente avec le temps pour atteindre une valeur seuil après deux trois jours de traitement dans tous les cas comme l'illustre l'exemple ci-dessous.

Temps (j)	0	2	5
(U _f , U _j)= (18cm/s; 42m/s)			
Rendement (%)	0	51,5	51.5

Les résultats de mesure du taux d'élimination maximal des hydrocarbures à partir du sol sont regroupés dans le tableau III.10.

Il ressort clairement que le taux d'évaporation augmente avec les débits d'aération et de jet, ce qui influe considérablement sur le taux d'élimination des hydrocarbures du sol.

Tableau III.10: Taux d'évaporation des hydrocarbures dans un bioréacteur fluidisé à jet

Type de réacteur	Vitesses [U _f (cm/s), U _j (m/s)]	Taux d'évaporation (%)
(U _f , 0)	(9,9; 0)	4,6
	(13,4; 0)	16,0
	(18,0; 0)	16,2
(0, U _j)	(0; 37)	17,3
	(0; 42)	17,6
(U _f , U _j)	(9,9; 37)	26,3
	(13,4; 37)	26,0
	(18,0; 37)	37,0
	(9,9; 42)	26,1
	(13,4; 42)	35,0
	(18,0; 42)	51,5

Au vu des résultats obtenus consignés dans le tableau III.11, on peut conclure que le taux de biodégradation est très important dans le cas d'un lit préfluidisé. Il atteint une valeur de 85% en l'absence de jet et en présence de jet, il atteint des valeurs de 72% et 69% pour des vitesses de jet respectivement égales à 37 m/s et 42 m/s.

Tableau III.11 : rendement d'élimination des hydrocarbures

Type de réacteur	Vitesses [U _f (cm/s), U _j (m/s)]	Taux d'élimination (%)	Taux d'évaporation (%)	Taux de biodégradation (%)
(U _f , 0)	(9,9; 0)	89,7	4,6	85,0
	(13,4; 0)	26,6 (*)	16,0	-
	(18,0; 0)	97,2	16,2	81,0
(0, U _j)	(0; 37)	29,9 (*)	17,3	-
	(0; 42)	94,6	17,6	77,0
(U _f , U _j)	(9,9; 37)	98,0	26,3	71,7
	(13,4; 37)	76,0 (*)	26,0	-
	(18,0; 37)	92,6	37,0	55,6
	(9,9; 42)	94,8	26,1	68,7
	(13,4; 42)	90,6	35,0	55,6
	(18,0; 42)	88,8	51,5	37,3

* : analyse par infrarouge pour une durée de cinq jours.

III.4.7 Cinétique de dégradation des hydrocarbures

D'après la littérature [55], la dégradation des hydrocarbures totaux par les microorganismes suit une loi cinétique du premier ordre.

Afin de déterminer l'ordre de la réaction de biodégradation, nous avons supposé que la biodégradation des hydrocarbures présents dans le sol suit une cinétique du premier ordre où la vitesse de dégradation s'écrit comme suit:

$$V = -\frac{d[HC]}{dt} = k[HC] \quad (III.6)$$

$$\int_{[HC]_0}^{HC} -\frac{d[HC]}{HC} = \int_0^t k \cdot dt \quad (III.7)$$

$$\ln \frac{[HC]_0}{HC} = kt \quad (III.8)$$

où

k : la constante de vitesse de dégradation ;
 [HC]₀: la concentration initial en hydrocarbures.

La représentation de $\ln [HC]_0 / [HC]$ en fonction du temps pour les différents essais mettent en évidence une droite de pente k, montrant ainsi que les vitesses de dégradation des hydrocarbures évoluent selon l'ordre 1 comme l'illustre la figure III.27 à titre d'exemple. Les tracés de $\ln [HC]_0 / [HC]$ sont représentés en annexe 12.

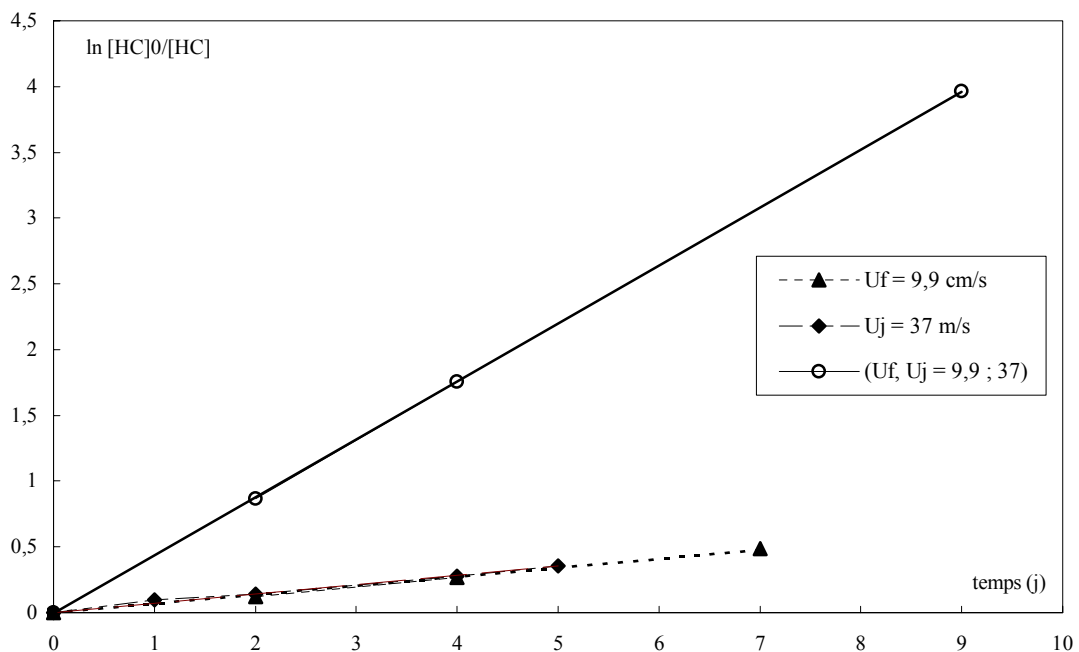


Figure III.27 : Représentation de $\ln [HC]_0/[HC]$ en fonction du temps dans trois états du lit fluidisé à jet

A partir des pentes des tracés de $\ln [HC]_0/[HC]$, les constantes de vitesses de dégradation pour les différents essais sont déterminées et consignées dans le tableau III.12.

Tableau III.12 : Constantes de cinétiques de dégradation des hydrocarbures dans un bioréacteur fluidisé à jet sous différentes conditions hydrodynamiques.

Type de réacteur	Vitesses [U _f (cm/s), U _j (m/s)]	k (j ⁻¹)	R ²
(U _f , 0)	(9,9; 0)	0,068	0,99
	(13,4; 0)	0,058 (*)	0,97
	(18,0; 0)	0,3786	0,95
(0, U _j)	(0; 37)	0,0712 (*)	0,99
	(0; 42)	0,3494	0,94
(U _f , U _j)	(9,9; 37)	0,4398	1
	(13,4; 37)	0,2942 (*)	0,99
	(18,0; 37)	0,2958	0,95
	(9,9; 42)	0,2956	0,64
	(13,4; 42)	0,2732	0,99
	(18,0; 42)	0,2442	0,99

* : Analyse par infrarouge pour un traitement de cinq jours.

A partir des résultats de mesures des constantes k (tableau III.12), nous constatons, en l'absence de jet que l'aération accélère la cinétique de dégradation des hydrocarbures étudiés, la constante k augmente.

L'application simultanée de l'air de fluidisation et de jet accélère considérablement la cinétique de dégradation des hydrocarbures dans le cas d'un lit préfluidisé. Toutefois la cinétique diminue avec l'augmentation de la vitesse d'aération.

La constante de vitesse est maximale pour les vitesses de fluidisation et de jet respectivement de 9,9 cm/s et 37 m/s.

Le suivi de la dégradation des hydrocarbures individuels est possible à partir de dosage de la teneur résiduelle en hydrocarbures par C.P.G. Aussi nous nous sommes intéressés au cas du dodécane C₁₂ et du docosane C₂₂. Les résultats de mesure des taux d'élimination pour les différents essais sont consignés dans le tableau III.13 et reportés sur la figure III.28.

Il faut remarquer que la dégradation de ces deux hydrocarbures ne passe pas par une phase de latence.

La présence de jet accélère de façon significative la cinétique de dégradation des hydrocarbures étudiés.

En l'absence de jet, la cinétique de dégradation se divise en deux phases. Une phase lente suivi d'une phase de dégradation rapide après 48 h de traitement. Si la cinétique et le taux de dégradation du docosane C₂₂ sont plus importants comparés à ceux du dodécane C₁₂, la teneur résiduelle finale en C₁₂ après neuf jours de traitement est inférieure à celle du C₂₂.

En présence de jet, dans le cas du dodécane, la dégradation débute par une phase rapide qui se ralentit ensuite du fait de l'épuisement de ce dernier.

Le dodécane est totalement dégradé après 9 jours de traitement par la microflore indigène. Quelque soit la vitesse de jet étudié la cinétique initiale de consommation du dodécane augmente avec la vitesse de jet.

En présence de jet, la consommation du docosane reste inférieure à celle du dodécane.

La cinétique de dégradation des composés dodécane C_{12} et docosane C_{22} ne répond pas à une cinétique d'ordre 1.

Tableau III.13 : Taux d'élimination de dodécane et docosane.

Vitesses		Taux d'élimination (%)		
		Temps (j)	nC ₁₂	nC ₂₂
U _f = 9,9 cm/s U _j = 0 m/s		2	8,2	24,7
		4	21,1	32,6
		7	31,5	47,4
		9	97,6	76,7
U _f = 18,0 cm/s U _j = 0 m/s		4	64,9	44,6
		5	87,1	87,3
		7	95,9	89,7
		9	96,9	91,0
U _{jet} = 42 m/s U _f = 0 cm/s		2	72,2	67,6
		4	77,2	84,5
		8	95,9	87,2
U _{jet} = 37 m/s	U _f = 9,9 cm/s	2	72,3	44,2
		4	96,2	71,0
		7	96,8	55,5
		9	99,8	95,4
	U _f = 18,0 cm/s	4	92,1	55,9
		7	96,6	76,2
U _{jet} = 42 m/s	U _f = 9,9 cm/s	2	84,3	23,5
		5	92,8	55,8
		9	100	88,8
	U _f = 18,0 cm/s	2	68,7	70,2
		7	90,9	57,3
		9	96,4	82,9

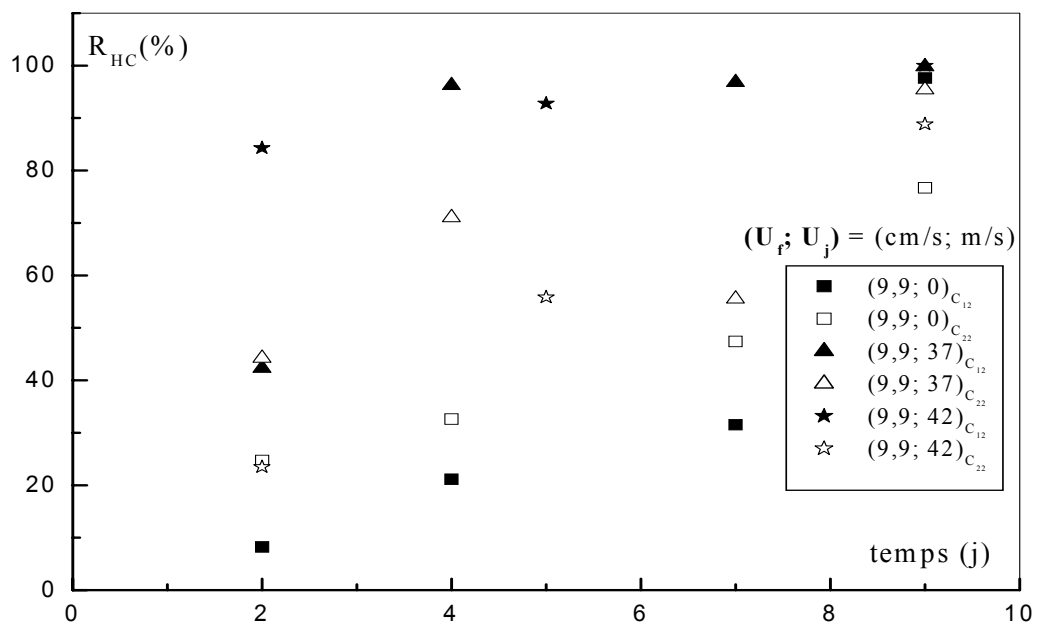


Figure III.28 : Représentation du taux d'élimination du dodécane et du docosane en fonction du temps dans trois états du lit fluidisé à jet

Conclusion générale :

CONCLUSION GENERALE

Au cours des dernières décennies, la pollution de l'environnement n'a cessé d'augmenter avec l'industrialisation croissante. Parmi les polluants majeurs de notre environnement, les hydrocarbures sont considérés comme des contaminants prioritaires des écosystèmes, du fait de leur activité cancérigène et mutagène vis-à-vis de la flore et de la faune. La toxicité de certaines molécules d'hydrocarbures soulève le problème de leur devenir dans l'environnement, plus particulièrement dans le sol. Cas d'autant plus grave que ce dernier présente une zone de passage vers la chaîne alimentaire par l'intermédiaire des plantes cultivées et des nappes d'eaux souterraines.

La performance des méthodes biologiques pour le traitement d'une grande variété de composés organiques et inorganiques est prouvée depuis déjà plusieurs années. Leur développement et leur utilisation à l'échelle industrielle croît de façon exponentielle. Le traitement biologique est devenu populaire en tant que méthode simple et non coûteuse pour la réduction des hydrocarbures.

Notre travail avait pour objectif principal d'évaluer le potentiel de dégradation des hydrocarbures dans le bioréacteur fluidisé à jet par des bactéries autochtones qui se trouvaient déjà dans le sol et aux quelles nous avons rajouté les nutriments nécessaires à leur croissance en milieu aérobie. Pour cela, une étude hydrodynamique a été nécessaire afin de déterminer les vitesses minimales de fluidisation et de jet qui sont respectivement égales à 9,9 cm/s et 37 m/s. Nous avons ensuite procédé au traitement du sol pollué par du gasoil (40 g/kg de sol sec) amendé en nutriments selon le rapport C/N/P : 100/10/1 et laissé à l'air libre pendant une période de 21 jours dans un bioréacteur fluidisé à jet. Il s'agit d'opérer en l'absence et en présence de jet pour différents états du lit de particules et de déterminer les conditions hydrodynamiques optimales de traitement.

Des essais préliminaires de traitement biologique ont mis en évidence que :

Le pH mesuré était pratiquement constant compris entre 7,5 et 8 et favorable à la croissance microbienne ;

La température, pour les essais réalisés durant les mois de Janvier et Février où la température ambiante au niveau du laboratoire n'excédait pas 10°C et inhibait la croissance microbienne, aussi, pour maintenir la température entre 25°C et 30°C, nous avons adopté un système de chauffage.

Le taux d'humidité diminue, avec l'introduction de l'air de fluidisation et de jet. Plus la quantité d'air introduite est importante, plus la cinétique de séchage du sol est importante. Pour maintenir un taux d'humidité constant de 15%, nous avons déterminé, pour les différentes conditions d'essais, le débit d'eau à injecter moyennant un système d'irrigation continue.

La flore microbienne est passée de 10^{+6} UFC/g à 10^{+9} UFC/g durant la période d'adaptation de 21 jours. Au cours du traitement biologique, la microflore bactérienne totale n'a pas beaucoup varié, comprise entre 10^{+9} et 10^{+10} UFC/g.

Le suivi de l'évolution des paramètres de pollution tel que l'azote ammoniacal, les nitrites, les nitrates et le phosphore révèle une assimilation assez rapide dès les premiers jours du traitement et ce pour les différents essais.

L'évolution et le taux d'enlèvement des hydrocarbures ont été effectués à partir de mesures du carbone organique par la méthode d'Anne, et de mesures par infrarouge ou par C.P.G. L'analyse par C.P.G nous a permis de séparer 21 hydrocarbures dont 15

appartenant à la famille des n.alcanes ($C_{10} - C_{24}$). Il nous a été impossible de réinjecter chaque échantillon à plusieurs reprises afin d'assurer la reproductibilité des résultats

Les taux de dégradation des hydrocarbures sont déterminés en tenant compte de la fraction évaporée au cours des traitements. Pour cela les mêmes essais ont été réalisés sur du sol pollué stérilisé au préalable. Le taux d'évaporation augmente pour atteindre une valeur limite. Plus le débit d'air introduit dans le réacteur est important plus le taux d'évaporation est grand. Pour des vitesses de fluidisation et de jet respectivement de 18 cm/s et de 42 m/s, le taux d'évaporation atteint 51%.

Dans le cas de cette étude le taux de biodégradation est très important dans le cas d'un lit préfluidisé. Il atteint une valeur de 85% en l'absence de jet et en présence de jet, il atteint des valeurs de 72% et 69% pour des vitesses de jet respectivement de 37 m/s et 42 m/s.

La cinétique de dégradation des hydrocarbures suit une loi du 1^{er} ordre. Les constantes cinétiques de dégradation dans la fraction du gasoil étudiée mettent en évidence que la présence de jet accélère la consommation des hydrocarbures. Cette consommation est d'autant plus importante lorsque la vitesse de jet augmente dans le cas d'un lit préfluidisé.

Le suivi de la cinétique de dégradation de deux hydrocarbures, le dodécane C_{12} et le docosane C_{22} mettent en évidence que le C_{12} est totalement dégradé après 9 jours de traitements tandis que dans le cas du docosane C_{22} , il est partiellement dégradé. Le taux maximal d'élimination après 09 jours de traitement atteint 95% dans le cas du lit préfluidisé à jet (U_f, U_j) = (9,9 cm/s, 37m/s). La cinétique de dégradation des hydrocarbures individuels ne suit pas une loi du 1^{er} ordre.

Pour des études ultérieures sur les traitements des sols contaminés par les hydrocarbures en bioréacteurs fluidisé à jet, il serait avantageux de procéder à la bioremédiation du gasoil en lit préfluidisé et pour des vitesses de jet inférieures ou égales à 37m/s.

Il serait intéressant aussi de suivre l'évolution de la fraction aromatique existante dans le gasoil et de vérifier la reproductibilité des résultats obtenus.

Références Bibliographiques :

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] **T. A. T. Abul-Kassim, B. R. T. Simoneit**
"Pollutant-solid phase interaction, Mechanisms, chemistry and modeling", edt spring, Gernany (2001).
- [2] **R. M. Allen-King, R. W. Gillham, J. F. Barker, et E. A. Sudicky**
"Fate of dissolved toluene during steady infiltration through unsaturated soil: II. Biotransformation under Nutrient-limited conditions" J. Environ. Qual. vol. 25 pp 287-295 (1996).
- [3] **R. M. Atlas**
"Microbial degradation of petroleum an environmental perspective" Microbial Review (1981).
- [4] **D. Ballerini**
"Traitements biologiques des sols" Techniques de l'ingénieur, G2 (1999)
- [5] **I. M. Banat**
"Les biosurfactants plus que jamais sollicités" Biofutur, pp 44-47 (2000)
- [6] **M. Barooah et H. P. Borthakur**
«Biodegradation of hydrocarbon in soil of upper Assam" Journal of the Indian Society of soil science, vol. 47, N°1, pp 62-67 (1999).
- [7] **E. R. Barriuso, R. Calvet, M. Schiavon et G. Soulas**
"Les pesticides et les polluants organiques des sols, transformation et dissipation" Etude et gestion de sols, vol 3, N°4 pp 279-295 (1996)
- [8] **A. Benkora-Mostefa**
"Protection de l'environnement dans le domaine du forage, une tache d'envergure et des objectifs volontaires" Journées Scientifiques et Techniques 3; Sonatrach (1998)
- [9] **Y. Bernheim**
" Inventaire de techniques de réhabilitation des sites pollués" Techniques de l'ingénieur, J3, (1997).
- [10] **Y. Bernheim**
"Typologie des techniques de réhabilitation des sites pollués", Techniques de l'ingénieur, G2, (1999).
- [11] **K. A. T. Berry, D. L. Burton**
"Natural attenuation of diesel fuel in heavy clay soil" Canadian Journal of soil science (1997).
- [12] **F. Bordas, P. Lafrance**

"Utilisation de biosurfactants (rhamnolipides) pour le traitement d'un sol sableux contaminé par le pyrène- Essai en colonnes de sol », Etude et gestion des sols, vol. 8, N°3, PP 181-188 (2001).

[13] D. Brinkmann, J. Röhrs and K. Schügerl

"Bioremediation of diesel fuel contaminated soil in a rotating bioreactor" Chem. Eng. Technol, vol. 21, pp168-172 (1998).

[14] H. K. Budzinski, K. LeMenech, J. Bellocq, P. Garrigues

"Problématique de l'analyse des contaminants organiques semi volatils dans les matrices environnementales: approches qualitatives et quantitatives" Université Bordeaux, (1995).

[15] D. P. Cassidy, S. Efendiev and D. M. White

"A comparison of CSTR and SBR bioslurry reactor performance" Wat. Res. vol. 34, N°18 pp 4333-4342 (2000).

[16] P. Ceccaldi

"Les bactéries réhabilitent les sols", Biofutur, pp 50-52 (1993)

[17] C. E. Cerniglia

«Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons", Biodegradation, vol. 3, pp 351-368, (1992).

[18] C. H. Chaîneau, J. L. Morel, and J. Oudot

"Biodegradation of fuel oil hydrocarbons in the rhizosphere of maize", Journal of Environmental Quality, vol. 29 N° 2, pp 259-278 (2000).

[19] B. P. Chaplin, G. N. Delin, R. J. Baker, and M. A. Lahvis

"Long-term evolution of biodegradation and volatilization Rates in crude oil contaminated aquifer» Bioremediation Journal, vol. 6, N°3, pp 237-255, (2002).

[20] Y. B. Choi, J. Y. Lee, and H. S. Kim

"A novel bioreactor for the biodegradation of inhibitory aromatic solvents: Experimental results and mathematical analysis" Biotechnology and Bioengineering, vol. 40, pp 1403-1411 (1992).

[21] J. M. Costes et V. Druelle

"Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'environnement; la réhabilitation des anciens sites industriels" Revue de l'institut Français du pétrole, vol 52, N° 4, pp 425-440 (1997)

[22] J. W. Davis, S. Madsen

"Factors affecting the biodegradation of toluene in soil" Chemosphere, vol 33, N°1, pp 107-130 (1996).

[23] J. M. Destribats, E. Prez, B. Soyez

"Les différentes techniques de dépollution des sols" laboratoire central des ponts et chaussées (1994)

[24] R. Dumont

" Les applications de fluidisation des lits fluidisés", edt Masson, Paris (1981).

[25] A. Fotinich, V. K. Dhir, and S. Lingineni

"Remediation of simulated soils contaminated with Diesel", *Journal of Environmental Engineering*, pp 36-46 (1999).

[26] S.Gabet

"Remobilisation d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) présents dans les sols contaminés à l'aide d'un tensioactif d'origine biologique », Thèse Doctorat de l'université de Limoges (2004).

[27] M. Gallegos Martinez, A. Gémoz Santos, L. González cruz, M. A. Montes de Oca Garcia, L. Yanez Trujilio, J. A. Zermeno Eguia Lis, and M. Gutiérrez-Rojas

"Diagnostic and resulting approaches to restore petroleum contaminated soil in a Mexican tropical swamp" *Water science and technology*, vol. 42, N°5-6, pp 377-384 (2000).

[28] G. Gatellier.

"Protection de l'environnement dans le milieu industriel", *Techniques de l'ingénieur* (1992).

[39] M. J. Geerdink, R. H. Kleijntjens, M. C. M. Van Loosdrecht, and K. A. M. Luyben

"Microbial decontamination of polluted soil in a slurry process" *Journal of Environmental Engineering*, pp 975-982 (1996).

[30] D. Geldart

Powder technology, vol. 7, pp285 (1973)

[31] M. G. Ghazali, R. N. Z. Abdulrahman, A. Salleh, M. Basri

«Biodegradation of hydrocarbons in soil by microbial consortium" *International Biodeterioration & biodegradation*, vol. 54 pp 61-67 (2004).

[32] A. Gibb, A. Chu, R. Chik Kwong Wong, and R. H. Goodman

"Bioremediation kinetics of crude oil at 5°C", *Journal of Environmental Engineering*, pp 818-823 (2001).

[33] C. W. Greer, N. Fortin, R. Roy, L. G. Whyte, and K. Lee

«Indigenous Sediment microbial activity in response to nutrient enrichment and plant Growth Following a controlled oil spill on a Freshwater wetland", *Bioremediation Journal*, vol. 7, N°1, pp 69-80 (2003).

[34] C. Hubert, Y. Shen and G. Voodrouw

"Composition of toluene-degrading microbial communities from soil at different concentrations of toluene" *Applied and Environmental Microbiology*, vol.65, N° 7, pp3064-3070 (1999).

[35] Journal officiel de la république algérienne démocratique et populaire

"Règlement des rejets d'effluents liquides industriels", décret exécutif N°93-160,1993

- [36] D. G. Karamanev, C. Chavarie, and R. Samson**
 "Hydrodynamics of soil immobilization in the immobilized soil bioreactor", AIChE Journal, vol. 43, N°5, pp1163-1170 (1997).
- [37] K. M. Koran, M. T. Suidan, A. P. Khododoust, .G. A. Sorial and R. C. Brenner**
 "Effectiveness of an anaerobic granular activated carbon fluidized-bed bioreactor to treat soil wash fluids: a proposed strategy for remediating PCP/PAH contaminated soils" Water Research vol. 35, N°10, pp 2363-2370 (2001).
- [38] D. Kuni and O. Levenspiel**
 "Fluidization Engineering", ed John Wiley et Sons, INC, New York (1969).
- [39] C. Laguerie**
 "Technique de la mise en contact entre phases solides et gazeuses" Techniques de l'ingénieur (1988).
- [40] R. Lauwerys.**
 "Toxicologie industrielle et intoxication professionnelles" 6^{ème} édition Masson (2002).
- [41] H. Leclerc**
 "Microbiologie appliquée, edt Dion, Paris (1977)
- [42] H. Leclerc, H. D. Izard, M. O. Husson, P. Wattre, E. Jakubezak**
 "Microbiologie générale » edt Dion, (1983).
- [43] P. Lecomte**
 "Les sites pollués; traitement des sols et des eaux souterraines" edt Lavoisier, Paris, 1995.
- [44] S. Ledakowicz et M. Solecka**
 "Impact of advanced oxidation processes on the biodegradation kinetics of industrial wastewater", Water science and technology vol. 41, N°12, pp157-164 (2000).
- [45] K. Lertpocasombut**
 "Epuraton carbone par film biologique mince dans un réacteur à lit fluidisé triphasique" thèse doctorat, INSA Toulouse, (1991).
- [46] M. Leva**
 "Fluidization», Mc Graw Hill New York (1959).
- [47] G. Li, W. Huang, D. N. Lerner and X. Zhang**
 "Enrichment of degrading microbes and bioremediation of petrochemical contaminants in polluted soil" Water Research vol. 34, N°15, pp 3845-3853 (2000).
- [48] C. Lors, J.R. Mossmann, C. Sahut**
 "Biodégradation des HAP dans un sol c'une ancienne cokerie, évolution de la microflore dégradante au cours du processus de biodégradation", Première rencontre nationale de la recherche sur les sites et sols pollués : bilan et perspectives, Maison de la chimie, Paris (2002).
- [49] A. Marchal, S. Penet, F. Solano-Serena and J. p. Vandecasteele**
 "Gasoline and Diesel oil biodegradation" Oil & gas science and technology - Rev IFP, vol. 58 N° 4 pp 441-448 (2003)

[50] N. B. Mathur, Gishlerc

"Spouted beds" Academic Press, New York, 1974

[51] G. Martin

"Le problème de l'azote dans les eaux" edt Tec et Doc, paris (1979)

[52] H. Mecheraoui et N. Lardjane

« Etude de la bioremediation d'un sol pollué », Mémoire de fin d'étude, U.S.T.H.B (2001).

[53] J. Miicic-Terzic, Y. Lopez-Vidal, M. M. Vrvic and S. Saval

"Biodegradation potential assessment of microbial consortia isolated from a diesel-contaminated soil", Water science and technology vol. 42, N°5-6, pp 403-406 (2000).

[54] C. Mouglin, V. Chaplain, P. Gaillardon, L. Sohier, R. Mercier, J. C. Sigoillot, C. Laugero, M. Asther

"Le traitement biologique des sols pollués par des composés organiques l'intérêt des champignons filamenteux », Le courrier de l'environnement de l'INRA, N°28 (1996).

[55] W. Namkoong, E.Y. Hwang, J.S. Park, J.Y Choi

« Bioremediation of diesel-contaminated soil with composting », Environmental pollution N° 119, pp 23-31 (2002).

[56] G. Nano, A. Borroni, A. Jacomelli, R. Rota

«Bioremediation of polluted soils with slurry and solid-phase bioreactors", Chemical Engineering Transactions, vol. 3, pp 853-858, (2003).

[57] C. O. Okieimen, F.E. Okieimen

«Effect of natural rubber processing sludge on the degradation on crude oil hydrocarbons in soil" Bioresource Technology, vol. 82 pp 95-97 (2002).

[58] J. Pérez-Vargas, H. M. Poggi-Varaldo, G. Calva-Calva, E. Rios-Leal, R. Rodriguez-Vázquez, R. Ferrera-Cerrato and F. Esparza- Garcia

"Nitrogen-fixing bacteria capable of utilising Kerosene hydrocarbons as a sole carbon source", Water science and technology vol. 42, N°5-6, pp 407-410 (2000).

[59] R. H. Perry et D. W Green

"Perry's Chemical Engineer's Handbook" 6^{eme} edition, Mc Graw Hill (1988).

[60] J. Y. Richard, K. Dumad

"Traitement biologique des sols pollués par des hydrocarbures aromatiques polycycliques" première rencontre nationale de la recherche sur les sites et sols pollués : bilan et perspectives, Maison de la chimie, Paris (2002).

[61] M. Robert

"Le sol: interface dans l'environnement, ressource pour le développement", edt Masson, Paris, 1996.

[62] H. Roques

"Fondements théoriques du traitement biologique des eaux" vol. 2 technique et documentation Paris (1980)

[63] E. Rosenberg, R. Legmann, A. Kushmaro, R. Taube, E. Adler and E. Z. Ron

"Petroleum bioremediation - a multiphase problem" Biodegradation vol.3, PP 337-350 (1992).

[64] J. Sabaté, M. Vinas, A. M. Solanas

"Laboratory-scale bioremediation experiments on hydrocarbon-contaminated soils", International Biodeterioration & biodegradation, vol. 54, pp19-25 (2004).

[65] R. Samson

«Les technologie es situ: biorestauration des sols contaminés" centre québécois de valorisation de la biomasse (CQVB) (1997).

[66] R. Scriban et coordonnateur

"Biotechnologie", 5^{ème} édition, Technique et documentation, Paris, (1999).

[67] J. I. Seprent

"The ecology of the nitrogen cycles» Cambridge Univ, Press, (1987)

[68] K. Shakourzadeh

"Techniques de fluidisation", techniques de l'ingénieur, J 3 (1992)

[69] M. Slaoui, M. Ouhssine, M. El m'rabet, M. Massoui et M.El Yachioui

"Dégradation du carbofuran par une bactérie du genre *Pseudomonas*. SP isolée à partir du sol" Science Letters, vol.3, N°3, (2001).

[70] W. Sokol, M. R. Halfani

«Hydrodynamics of gas liquid-solid fluidised bed bioreactor with a low density biomass support", Biochemical Engineering Journal vol. 3 pp 185-192 (1999)

[71] F. Solano-Serena, R. Marchal et J. P. Vandecasteele

"Biodégradation de l'essence dans l'environnement: de l'évaluation globale au cas des hydrocarbures récalcitrants", Oil and gas science and technology, rev IFP, vol. 54, N°56 pp 479-798 (2001),

[72] M.Soltani

« Distribution lipidique et voies métaboliques chez quatre bactéries Gram - négatives hydrocarbonalastes - variation en fonction de la source de carbone » Thèse de doctorat de l'université Paris 6 (2004).

[73] H. G. Song, T. A. Pesersen and R. Bartha

"Hydrocarbon mineralization in soil: relative bacterial and fungal contribution", Soil Biol. Biochem. vol.18, N°1, pp 109-111, (1985).

[74] R. D. Swisher

«Surfactant biodegradation", Marcel Dekker edt, New York, 1987

[75] P. L. Thassitou, and I. S. Arvanitoyannis

«Bioremediation: a novel approach to food waste management" Food Science & Technology, vol. 12, pp185-196, (2001).

[76] V. Tonglimp, N. Hiquily, C. Laguerie

"Vitesse minimale de fluidisation et expansion des couches fluidisées par un gaz" Powder Technology, vol. 38, pp 233-253 (1984)

[77] J. Tranchant

"Manuel pratique de chromatographie en phase gazeuse " 4^{ème} éditions Masson, Paris (1995)

[78] J. Troquet, C. Larroche, C. G. Dussap

"Evidence for the occurrence of an oxygen limitation during soil bioremediation by solid-state fermentation" Biochemical Engineering Journal N°13 pp 103-112 (2003)

[79] J. Troquet, M. Troquet

"Les méthodes de dépollution des sols contaminés par les hydrocarbures", Brownfields, (2002).

[80] I. Van Kemenade, W. A. Anderson, J. M. Scharer and M. Moo-yong

"Chemical pre-oxidation for enhancing bioremediation of contaminated soils", institution of chemical engineers, vol. 74, Part B, pp 125-131(1996).

[81] J. P. Vandecasteele, F. Fayolle, R. Marchal, S. Chauvaux, P. Béguin, F. Monot

"Biodégradation des produits pétroliers. Le cas des essences et des éthers-carburants" Bulletin de la Société Française Microbiologique, vol. 16, N°3, pp 184-189 (2001).

[82] A. D. Venosa, K. Lee, M. T. Suidan, S. Garcia-Blanco, S. Cobanli, M. Moteleb, J. R. Haines, G. Tremblay, and M. Hazelwood

«Bioremediation and biorestitution of Crude oil contaminated Freshwater wetland on the St. Lawrence River", Bioremediation Journal vol. 6, N°3, pp 261-281 (2002).

[83] Villemur, E. Déziel, A. Benachenhou, J. M. Authier, F. Lépine, R. Beaudet, and Y. Comeau

«Liquid-phase slurry Bioreactors to enhance the degradation, molecular-Weight polycyclic Aromatic Hydrocarbons in soil", Biotechnol. Prog. vol.16, N° 6, pp 966-972 (2000).

[84] M. Vogel Timothy

"Bioremédiation des sols", Techniques de l'ingénieur, J3, (2001),

[85] J. P. Wauquier

"Pétrole brut : produits pétroliers, schémas de fabrication" edt, Technip, Paris (1994)

[86] J. A. Williams

"Keys to bioreactor selections" CEP (2002).

[87] P. C. Wright and J. A. Rapper

"A review of some parameters involved in fluidized bed bioreactors" Chemical Engineering Technology vol. 19, pp 50-64 (1996).

[88] K. Yagna Preasad, T.K. Ramanujam

"Liquid circulation velocity and overall gas hold up in a modified jet loop bioreactor with low density particles", Bioprocess Engineering vol. 10, pp 131-137, (1994).

[89] K. Yagna Preasad, T.K. Ramanujam

«Overall volumetric mass transfer coefficient in a modified reversed flow jet loop bioreactor with low density particles», *Bioprocess Engineering* vol. 12, pp 209-214, (1995).

[90] S.H Yeom, A. J. Daugulis

"Benzene degradation in a two-phase partitioning bioreactor by *Alcaligenes xylosoxidans* Y234", *Process Biochemistry* vol. 36, pp 765-722 (2001).

[91] P. Y. Yeung, R. L. Johnson and J. G. Xu

«Biodegradation and bioremediation". *J. Environ. Qual.* vol.26, pp 1511-1516 (1997).

[92] C. E. Zobell

"The microbial de degradation of oil pollutants" Lus-SG-73 Louisiana State University (1973).

Annexes :

ANNEXE 1 :

DISTRIBUTION GRANULOMETRIQUE DU SOLIDE

La répartition granulométrique d'un solide peut être obtenue par tamisage. Le tamisage s'opère selon des normes bien précises. A la fin de l'opération, on pèse le solide recueilli sur chacun des tamis et on porte les résultats sous forme de pourcentage pondéral retenu ou pourcentage cumulatif. (A1-1)

Le tamisage permet de caractériser l'échantillon par l'un des diamètres suivants :

- Diamètre arithmétique :
$$d_A = \frac{\sum m_i d_i}{\sum m_i} \quad (A1-2)$$

- Diamètre harmonique
$$d_h = \frac{\sum m_i}{\sum \frac{m_i}{d_i}} \quad (A1-3)$$

- Diamètre de surface
$$d_s = \sqrt{\frac{\sum m_i d_i^2}{\sum m_i}} \quad (A1-4)$$

- Diamètre de volume
$$d_v = \sqrt[3]{\frac{\sum m_i d_i^3}{\sum m_i}} \quad (A1-5)$$

- Diamètre de volume et surface
$$d_{vsm} = \frac{\sum m_i d_i^3}{\sum m_i d_i^2} \quad (A1-6)$$

- Diamètre géométrique
$$d_g = 10^{\left(\frac{\sum m_i \log(d_i)}{\sum m_i} \right)}$$

Avec :

m_i : la masse du solide recueillie dans le tamis (i) en (g) ;

d_i : le diamètre moyen des particules retenues dans le tamis d'ouverture d_{Ai} en (μm).

$$d_i = \frac{d_{Ai-1} + d_{Ai}}{2}$$

Un tamisage d'un échantillon de 300 g est représenté sur le tableau ci-dessous :

Tableau A1.1 : la distribution granulométrique des particules du sable

N ° du tamis	d_{Ai} (μm)	d_i (μm)	m_i (g)	% masse retenue	% massique cumulé	% massique cumulé
1	800					
2	630	715,0	32,43	10,813	10,813	100,000
3	500	567,0	55,54	18,519	29,333	89,186
4	400	450,0	70,49	23,504	52,840	70,667
5	315	357,5	92,99	31,006	83,844	47,163
6	250	282,5	35,85	11,954	95,798	16,156
7	200	225,0	7,69	2,564	98,362	4,202
8	160	180,0	4,26	1,420	99,782	1,638
9	125	142,5	0,27	0,090	99,872	0,218
10	100	112,5	0,08	0,027	99,899	0,128
11	0	50,0	0,30	0,100	100,000	0,100

Les différents diamètres moyens sont :

- $d_A = 440,9 \mu\text{m}$
- $d_H = 397,9 \mu\text{m}$
- $d_S = 461,5 \mu\text{m}$
- $d_V = 481,4 \mu\text{m}$
- $d_{V,S,M} = 524,0 \mu\text{m}$
- $d_g = 419,5 \mu\text{m}$

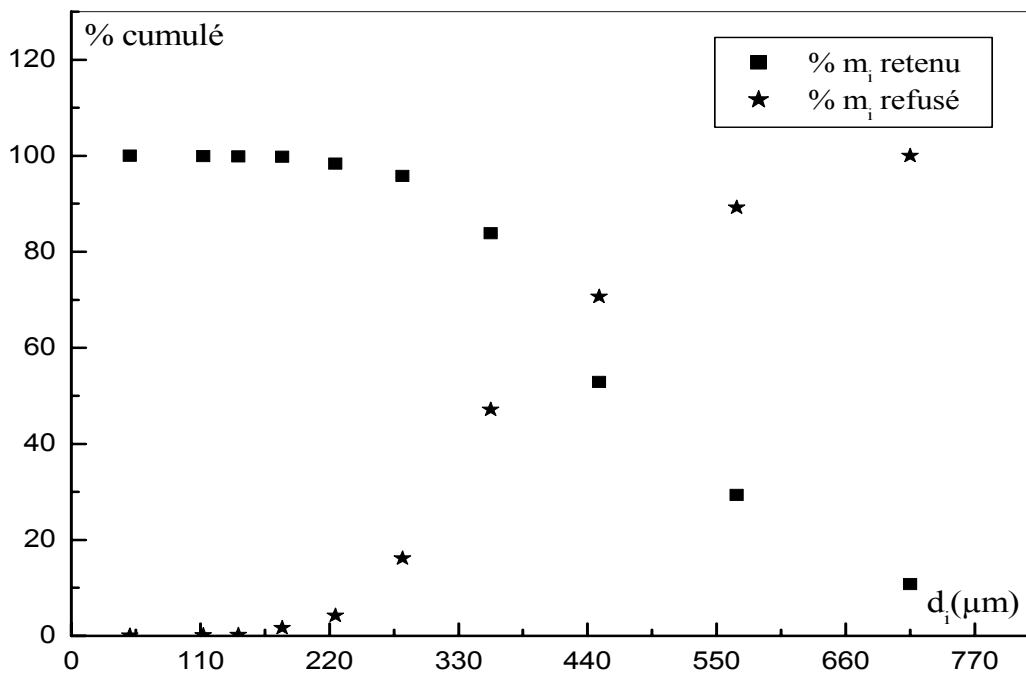


Figure A1.1 : Distribution granulométrique des particules de sable

Le diamètre moyen d_p déterminé à partir de la figure (A1.1) est égal à 422,5 μm . Il correspond à un pourcentage cumulé de 50%.

ANNEXE 2 :

DETERMINATION DE LA MASSE VOLUMIQUE DU SOLIDE

La masse volumique du solide a été déterminée par la méthode dite du pycnomètre, qui consiste à introduire une masse « m » connue du solide dans une éprouvette gradué qu'on remplit par la suite avec de l'eau jusqu'à un certain volume.

La masse totale pesée est la somme de la masse du solide, de la masse de l'eau dans les pores et de celles en excès.

$$\rho_S = \frac{m_S}{V_S} = \frac{m_S}{V_T - V_P} \quad (\text{A2-1})$$

$$V_P = \frac{m_P}{\rho_{H_2O}} = \frac{m_T - m_S - m_{ex}}{\rho_{H_2O}} \quad (\text{A2-2})$$

Soit :

m_T : masse totale

m_S : masse du solide

m_{ex} : masse d'eau en excès

m_P : masse de l'eau dans les pores.

V_P : volume d'eau emprisonné dans les pores

V_S : volume du solide

V_T : volume total avec $V_T = V_S + V_P$

ρ_S : masse volumique du solide et elle est définie comme étant le rapport de la masse du solide sur son volume.

$$m_{ex} = V_{ex} \cdot \rho_{H_2O} \quad \text{avec} \quad \rho_{H_2O} = 1 \text{ g/cm}^3$$

D'où : $m_{ex} = V_{ex}$

Erreur commise sur la détermination de la masse volumique du solide :

De la relation A2.1 on aura :

$$\frac{\Delta\rho_S}{\rho_S} = \frac{\Delta m_S}{m_S} + \frac{\Delta V_T}{V_T - V_P} + \frac{\Delta V_P}{V_T - V_P} \quad (\text{A2-3})$$

$$\frac{\Delta V_P}{V_P} = \frac{\Delta m_P}{m_P} + \frac{\Delta\rho_{H_2O}}{\rho_{H_2O}} = \frac{\Delta m_P}{m_P} \text{ car } \frac{\Delta\rho_{H_2O}}{\rho_{H_2O}} = 0 \quad (\text{A2-4})$$

$$m_P = m_T - m_S - m_{excés} \Rightarrow \frac{\Delta m_P}{m_P} = \frac{\Delta m_T}{m_T} + \frac{\Delta m_S}{m_S} + \frac{\Delta m_{ex}}{m_{ex}} \quad (\text{A2-5})$$

D'où :

$$\Delta V_P = V_P \cdot \frac{\Delta m_P}{m_P} = V_P \left[\frac{\Delta m_T}{m_T} + \frac{\Delta m_S}{m_S} + \frac{\Delta m_{ex}}{m_{ex}} \right] \quad (\text{A2-6})$$

Finalement :

$$\frac{\Delta \rho_S}{\rho_S} = \frac{\Delta m_S}{m_S} + \frac{\Delta V_T}{V_T - V_P} + \frac{V_P \left[\frac{\Delta m_T}{m_T} + \frac{\Delta m_S}{m_S} + \frac{\Delta m_{ex}}{m_{ex}} \right]}{V_T - V_P} \quad (\text{A2-7})$$

Exemple de calculs :

$$m_T = 5,9715 \text{ g}$$

$$m_S = 3,2005 \text{ g}$$

$$m_{H_2O_{ex}} = 2 \text{ g}$$

$$V_T = 2 \text{ cm}^3$$

$$\Delta V = 0,03 \text{ cm}^3$$

$$\Delta m = 0,001 \text{ g}$$

$$\rho_S = (2604 \pm 66) \text{ kg} / \text{m}^3$$

Porosité du lit fixe

$$\varepsilon = \frac{V_P}{V_T} \quad (\text{A2-8})$$

et

$$\frac{\Delta \varepsilon}{\varepsilon} = \frac{\Delta V_P}{V_P} + \frac{\Delta V_T}{V_T} \quad (\text{A2-9})$$

Ce qui donne

$$\varepsilon = 0,38 \pm 0,02$$

ANNEXE3 :

DETERMINATION DU COEFFICIENT DE SPHERICITE

La forme d'un grain est souvent représentée par un nombre sans dimension ψ_v , le facteur de forme, qui est défini comme le rapport de surface de la particule sur celle de la sphère équivalente ayant le même volume que le grain.

La détermination de ψ_v a été réalisée en suivant l'évolution de la perte de pression à travers un milieu poreux calculé à partir de l'équation d'*Ergun*.

$$\frac{\Delta P}{L} = 150 \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \frac{\mu_g}{(\psi d_p)^2} U + 1,75 \frac{(1-\varepsilon)}{\varepsilon^3} \frac{\rho_g}{\psi d_p} U^2 \quad (\text{A3-1})$$

En régime laminaire, l'équation est réduite à :

$$\frac{\Delta P}{L} = 150 \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \frac{\mu_g}{(\psi d_p)^2} U \quad (\text{A3-2})$$

Avec :

$$\mu_g = 1,8 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m.s}$$

$$d_p = 398 \text{ } \mu\text{m}$$

Après réarrangement, l'équation devient :

$$\frac{\Delta P}{L} \cdot \frac{\varepsilon^3}{(1-\varepsilon)^2} = \frac{150\mu_g}{(\psi d_p)^2} U \quad (\text{A3-3})$$

La représentation graphique de $\frac{\Delta P}{L} \cdot \frac{\varepsilon^3}{(1-\varepsilon)^2}$ en fonction de la vitesse d'aération est

une droite de pente égale à $\frac{150\mu_g}{(\psi d_p)^2}$. La valeur de facteur de sphéricité est égale à 0,86

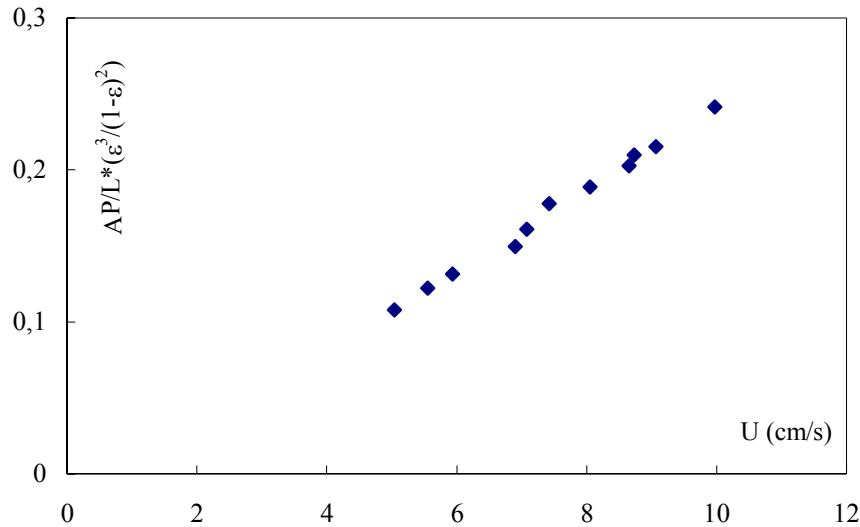


Figure A3.1 : Détermination du facteur de sphéricité

ANNEXE 4 :

CALCUL DE LA VITESSE MINIMALE DE FLUIDISATION ET DE LA VITESSE TERMINALE DE CHUTE LIBRE DES PARTICULES

1. Calcul de la vitesse minimale de fluidisation

La perte de pression subie par le gaz à travers un lit fixe de particules est donnée en fonction de la vitesse par l'équation d'*Ergun*.

Lorsque la couche de particules est fluidisée, les forces de pression équilibrent le poids apparent du lit.

$$\frac{\Delta P}{L} = (1 - \varepsilon_{mf}) (\rho_s - \rho_g) g = \frac{150 \mu_g (1 - \varepsilon_{mf})^2}{\psi^2 d_p^2 \varepsilon_{mf}^2} U_{mf} + \frac{1,75 \rho_g (1 - \varepsilon_{mf})}{\psi d_p \varepsilon_{mf}^3} U_{mf}^2 \quad (\text{A4-1})$$

Avec :

$$d_p = 398 \mu\text{m} ;$$

$$\rho_s = 2604 \text{ kg/m}^3 ;$$

$$\rho_g = 1,2 \text{ kg/m}^3 ;$$

$$\mu_g = 1,8 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m.s} ;$$

$$\psi = 0,86 ;$$

$$\varepsilon_{mf} = 0,4$$

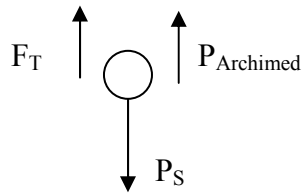
La résolution de cette équation nous donne:

$$U_{mf} = 11,25 \text{ cm/s}$$

2. Calcul de la vitesse terminale de chute libre des particules

Elle correspond à l'entraînement des particules solides. Elle est égale approximativement à la vitesse terminale de chute libre.

La vitesse terminale de chute libre est la vitesse à laquelle la force de traînée équilibre le poids apparent de la particule.



$$F_T = \frac{1}{2} \Omega' C_D \rho U_T^2 = \frac{\pi \cdot d_p^3}{6} (\rho_s - \rho_g) \quad (\text{A4-2})$$

Avec $\Omega' = \pi \frac{d_p^2}{4}$: maître couple de l'obstacle

D'où :

$$U_t^2 = \frac{4 (\rho_s - \rho_g) g d_p}{3 \rho C_D} \quad (\text{A4-3})$$

Pour déterminer la vitesse terminale de chute libre d'une particule de diamètre d_p dans un fluide de propriétés connues, il suffit de calculer le nombre adimensionnel X défini comme suit :

$$X = R_{et}^2 C_D \quad (\text{A4-4})$$

Avec C_D : coefficient de traînée

$$X = \frac{4 d_p^3 (\rho_s - \rho_g) g}{3 \mu^2} \quad (\text{A4-5})$$

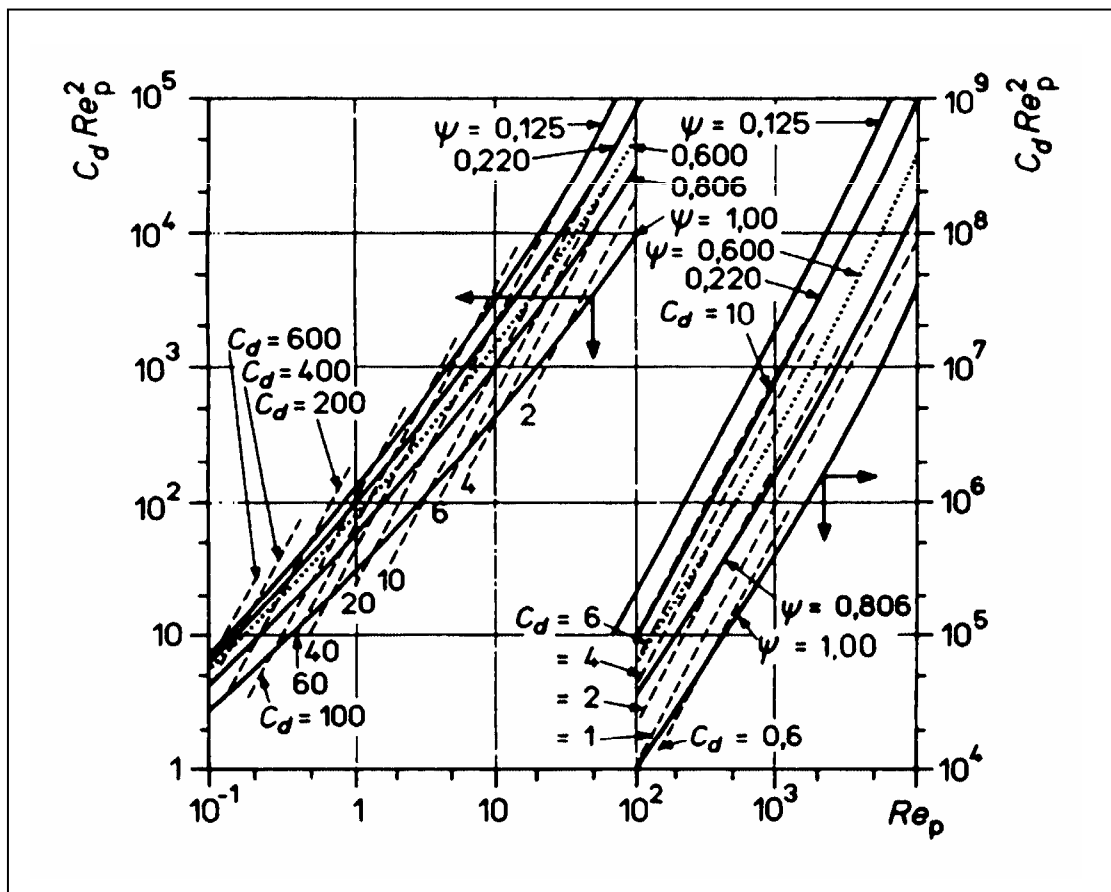


Figure A4.1 : Abaque pour déterminer la vitesse terminale de chute des particules [38].

A partir de l'abaque, on peut déterminer la vitesse terminale de chute des particules qui est donnée par la relation suivante :

$$U = \frac{R_e \mu}{\rho d \psi} \quad (A4-6)$$

$$U_t = 2,2 \text{ m/s}$$

ANNEXE 5 :

COMPORTEMENT HYDRODYNAMIQUE DU SOLIDE

1. Fluidisation des particules (sable propre)

$P_{\text{atm}} = 756 \text{ mmHg}$
 $T = 16^\circ\text{C}$

$m = 16 \text{ kg}$
 $d_p = 398 \text{ }\mu\text{m}$

Tableau A5.1: Caractéristiques hydrodynamiques du sol sec (Fluidisation)

$\Delta P_i (\text{mmCeau})$	$\rho (\text{Kg} / \text{m}^3)$	$Q (\text{Kg} / \text{s})$	$U_f (\text{cm} / \text{s})$	$-\left(\frac{\partial P}{\partial x}\right)$	$H (\text{mm})$	ε
296,15	1,2483	1,78E-02	0,2907	1,322	224,01	0,440
295,80	1,2504	1,70E-02	0,2763	1,325	223,25	0,438
296,23	1,2504	1,64E-02	0,2664	1,33	222,73	0,437
295,76	1,2504	1,59E-02	0,2597	1,337	221,21	0,433
295,46	1,2503	1,53E-02	0,2491	1,33	222,15	0,436
295,69	1,2504	1,42E-02	0,2317	1,327	222,82	0,437
293,38	1,2501	1,31E-02	0,2140	1,318	222,60	0,437
294,70	1,2503	1,25E-02	0,2042	1,322	222,92	0,437
291,35	1,2499	1,14E-02	0,1855	1,327	219,56	0,429
288,34	1,2495	1,02E-02	0,1660	1,331	216,63	0,421
279,04	1,2484	1,00E-02	0,1632	1,335	209,01	0,400
278,71	1,2484	9,30E-03	0,1518	1,339	208,15	0,398
279,75	1,2485	8,98E-03	0,1466	1,341	208,61	0,399
279,41	1,2485	8,45E-03	0,1379	1,331	209,92	0,403
279,51	1,2485	8,13E-03	0,1326	1,33	210,16	0,403
277,32	1,2482	7,82E-03	0,1276	1,321	209,93	0,403
277,50	1,2482	7,26E-03	0,1184	1,325	209,43	0,401
275,98	1,2481	6,63E-03	0,1083	1,311	210,51	0,404
277,61	1,2482	6,11E-03	0,0997	1,323	209,83	0,402

256,95	1,2458	5,55E-03	0,0907	1,233	208,39	0,398
248,02	1,2448	5,34E-03	0,0874	1,188	208,77	0,399
241,64	1,2440	5,28E-03	0,0865	1,159	208,49	0,399
223,71	1,2419	4,91E-03	0,0806	1,072	208,69	0,399
208,32	1,2401	4,52E-03	0,0742	0,996	209,16	0,400
193,04	1,2383	4,31E-03	0,0708	0,927	208,24	0,398
172,95	1,2359	4,19E-03	0,0691	0,825	209,63	0,402
157,61	1,2341	3,60E-03	0,0594	0,757	208,20	0,398
141,64	1,2323	3,36E-03	0,0556	0,676	209,53	0,402
129,32	1,2308	3,05E-03	0,0504	0,621	208,25	0,398
107,61	1,2283	2,73E-03	0,0452	0,553	194,59	0,356
94,50	1,2267	2,55E-03	0,0424	0,492	192,07	0,347
78,25	1,2248	2,16E-03	0,0359	0,403	194,17	0,354
66,00	1,2234	1,94E-03	0,0322	0,342	192,98	0,350
39,11	1,2202	1,38E-03	0,0231	0,203	192,65	0,349

2. Etude du jet

$P_{atm} = 757 \text{ mmHg}$
 $T = 27^\circ\text{C}$

$m = 16 \text{ kg}$
 $d_p = 398 \text{ }\mu\text{m}$

Tableau A5.2: Caractéristiques hydrodynamiques du sol sec (jet)

$\Delta P(\text{mmCeau})$	$P(\text{mmHg})$	$Q(\text{Kg}/\text{s}) \cdot 10^{-2}$	$\rho(\text{Kg}/\text{m}^3)$	$U_0(\text{m}/\text{s})$	$P_{st}(\text{mmCeau})$
370	135	1,060	1,1856	50,60	133
340	128	1,010	1,1856	48,21	133
330	125	0,996	1,1861	47,52	138
290	110	0,927	1,1861	44,23	138
270	100	0,890	1,1586	42,48	133
260	98	0,872	1,1854	41,63	132
220	84	0,797	1,1845	38,08	142
200	78	0,758	1,1843	36,22	122
185	73	0,727	1,1839	34,75	118
170	70	0,696	1,1837	33,27	117
155	64	0,663	1,1834	31,70	114
140	58	0,628	1,1829	30,04	110
120	50	0,579	1,1826	27,70	109
100	43	0,527	1,1826	25,22	107
78	36	0,464	1,1820	22,21	102
58	29	0,399	1,1807	19,12	90
52	27	0,377	1,1804	18,07	88
41	24	0,335	1,1793	16,07	78
30	19	0,286	1,1886	13,73	72

ANNEXE 6 :

TENEUR EN ARGILE

La matière organique peut jouer un rôle de ciment entre les particules argileuses. On détruit la matière organique alors sur un échantillon de terre séchée à l'air libre et tamisé. La terre est ensuite agitée avec une solution alcaline qui provoque la dispersion et abandonnée au repos pour permettre la sédimentation des particules qui tombent avec des vitesses d'autant plus grandes qu'elles sont plus grosses (loi de Stokes).

❖ Réactif :

- Eau oxygénée à 20 volume;
- Hexamétaphosphate de sodium à 50 g/l ;
- Ammoniac pur.

❖ Mode opératoire :

Dans un bêcher de 600 ml on pèse 40 g de sol. Afin de commencer l'attaque à froid, on y ajoute 60 ml d'eau oxygénée. On couvre le bêcher d'un verre de montre en le portant sur une plaque chauffante afin de détruire la matière organique.

On fait passer la terre dans un flacon de sédimentation en complétant à 500 ml avec de l'eau distillée. On ajoute 20 ml de la solution dispersante Hexamétaphosphate de sodium et 1 ml d'ammoniac pur.

Pendant deux heures, on fait passer le flacon dans un agitateur rotatif puis une allonge est placée dans une pièce à température constante près du poste de prélèvement. On amène la suspension à un litre avec de l'eau distillée et on agite énergiquement par retournement en s'assurant que tout le dépôt qui a pu se former au fond de l'allonge est entièrement remis en suspension.

On abandonne l'allonge sur paillasse loin de toute source de chaleur pendant vingt quatre heures puis on prélève à l'aide d'une pipette 20 ml à une profondeur de 10 cm et on vide le contenu dans une capsule tarée de 50 ml.

A fin, on évapore à sec en séchant à l'étuve à 105°C et on pèse le résidu sec.

$$A(\%) = \frac{P_1 - P_0}{P} \cdot 100 \cdot \underbrace{\frac{V}{v} \cdot \frac{100 - \%Hu}{100} \cdot \frac{100 - \%MO}{100}}_{\text{correction}}$$

où :

P : prise d'essai (g) ;

P₀ : poids de l'Hexamétaphosphate de sodium (g) ;

P₁ : poids du résidu sec après évaporation (g) ;

V : volume du bécher (ml)

v : volume d'Hexamétaphosphate de sodium (ml)

Hu : taux d'humidité (%) (kg eau/ kg de matière humide).

MO : taux de la matière organique (%) (kg de MO/ kg solide).

A : teneur en argile (%)

ANNEXE 7 :

DOSAGE DES NUTRIMENTS

A) Dosage du phosphore

On introduit dans une série de fioles jaugées de 50 ml les volumes suivants : 0, 0,4 ; 0,5 ; 0,75 ; 1 ; 2 ; 2,5 ; 3 ; 3,5 ; 4 ml de la solution étalon (solution mère à 100 mg/l, solution fille à 10 mg/l de PO₄²⁻) correspondant aux concentrations suivantes : 0 ; 0,08 ; 0,1 ; 0,15 ; 0,2 ; 0,4 ; 0,5 ; 0,6 ; 0,7 ; 0,8 mg/l. On ajuste à 50 ml puis on prélève de chaque fiole un volume équivalent à 40 ml. On ajoute 1 ml d'acide ascorbique à 10% et de 2 ml de solution de molybdate acide. Après dix minutes, une couleur bleue apparaît et la lecture des densités optiques peut s'effectuer à l'aide d'un spectrophotomètre à une longueur d'onde égale à 880 nm. Les résultats sont consignés dans le tableau A7. 3

Tableau A7.1 : Courbe d'étalonnage du phosphore

C (mg/l)	0	0,08	0,1	0,15	0,2	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8
DO	0,017	0,04	0,052	0,074	0,09	0,166	0,205	0,242	0,277	0,328

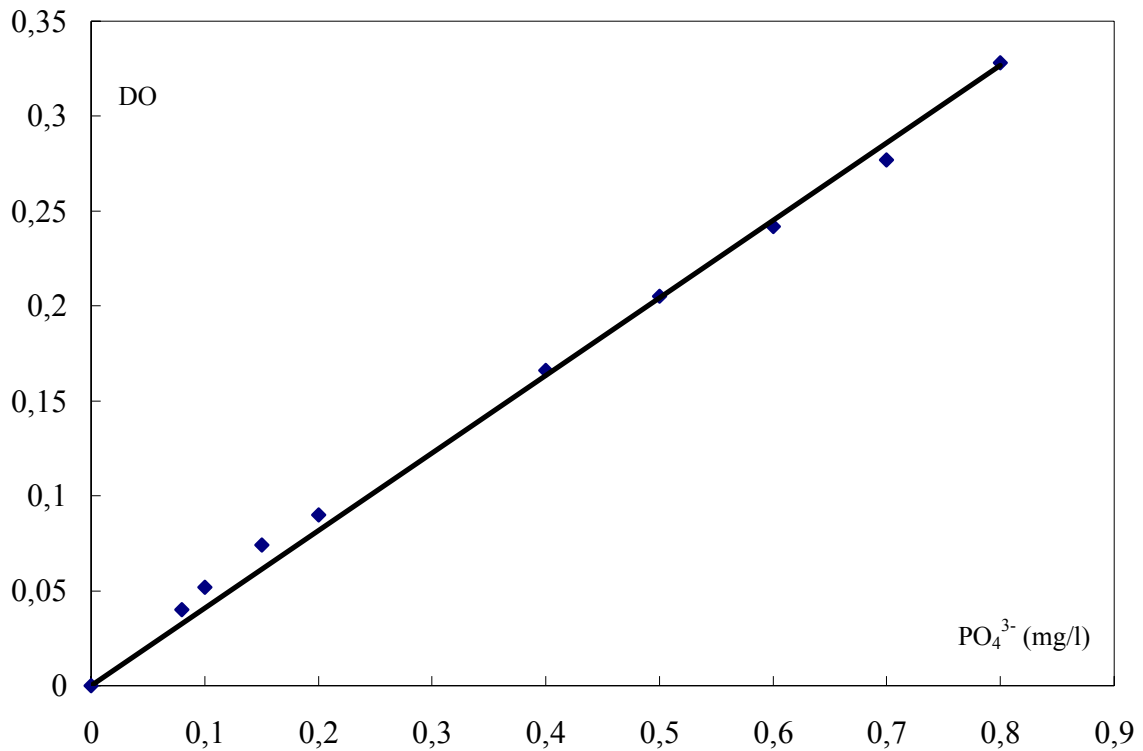


Figure A7.1 : Courbe d'étalonnage du phosphore

B) Dosage des nitrites

On introduit dans une série de fioles jaugées de 50 ml les volumes suivants : 0, 1, 2, 3, 4, 5, 10, 20, 30ml de la solution étalon (solution mère à 100 ml/l, solution fille à 1 ml/l de NO_2^-) correspondant aux concentrations suivantes : 0 ; 0,02 ; 0,04 ; 0,06 ; 0,08 ; 0,1 ; 0,2 ; 0,4 ; 0,6. On ajuste avec de l'eau distillée puis on ajoute 1 ml du réactif coloré. Après dix minutes, une couleur rose apparaît indiquant la présence des NO_2^- . On effectue la lecture des densités optiques à l'aide d'un spectrophotomètre à une longueur d'onde égale à 543 nm.

Les résultats sont regroupés dans le tableau A7.2 :

• Préparation du réactif coloré

- N-1 Naphtyl éthylène diamine 1g
- Sulfanilamide 40g
- H_3PO_4 100 ml
- Eau distillée 1000 ml

Tableau A7.2 : Courbe d'étalonnage des nitrites

C (mg/l)	0	0,02	0,04	0,06	0,08	0,1	0,2	0,4	0,6
DO	0,002	0,044	0,044	0,061	0,082	0,1	0,195	0,392	,0593

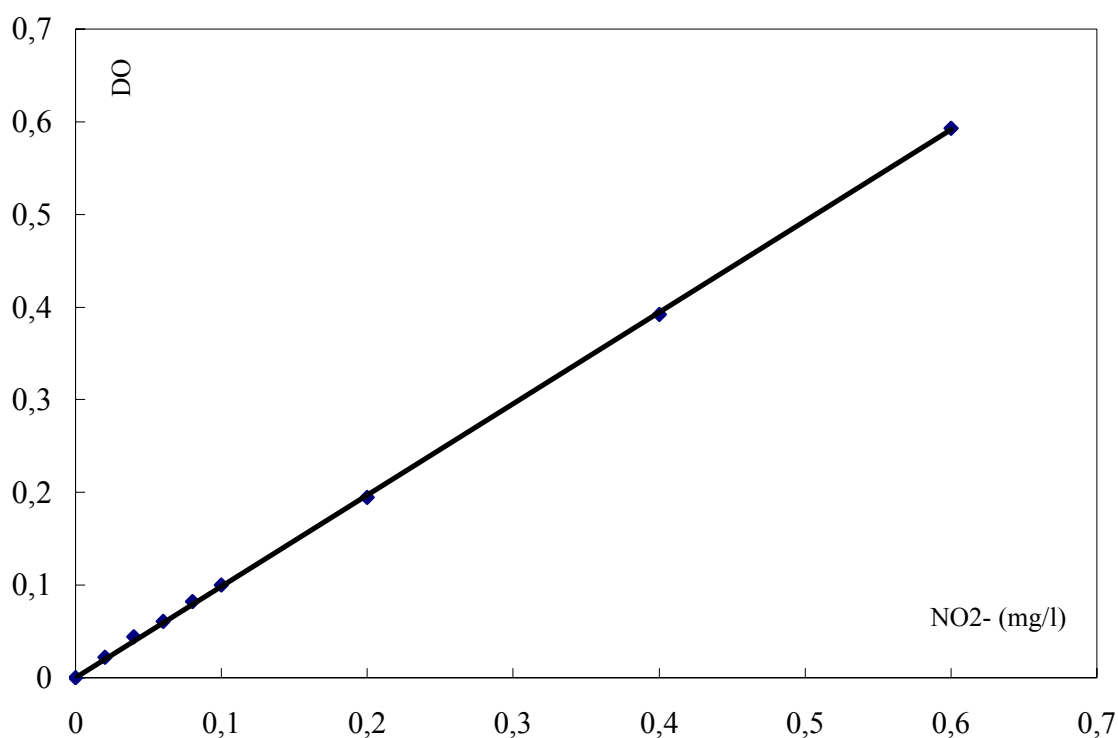


Figure A7.2 : Courbe d'étalonnage des nitrites

C) Dosage de l'azote ammoniacal

Dans une série de fioles jaugées de 50ml, on introduit les volume suivant : 0, 0,1; 0,2; 0,3; 0,4; 1, 3 ml de la solution étalon (solution mère à 100 mg/l, solution fille à 10mg/l de NH_4^+) correspondant aux concentrations suivantes : 0 ; 0,02 ; 0,04 ; 0,06 ; 0,08 ; 0,2 ; 0,6 mg/l puis on ajuste avec de l'eau distillée. On prélève de chaque fiole un volume équivalent à 40ml, On y ajoute 4ml du réactif I de la solution de dichloroisocyanurate de sodium et 4 ml du réactif II coloré. Au bout de quatre-vingt dix minutes, l'apparition d'une coloration verte indique la présence de NH_4^+ .

- **Préparation de la solution de dichloroisocyanurate de sodium**

On fait dissoudre 32g d'hydroxyde de sodium (NaOH) dans 500 ml d'eau distillée. Après refroidissement, on ajoute 2g de dichloroisocynurate de sodium. Dissoudre le solide et transférer quantitativement la solution dans une fiole jaugée de 1000ml.

- **Préparation de réactif colorée**

Dissoudre 130g de salicylate de sodium ($\text{C}_7\text{H}_6\text{O}_3\text{Na}$), 130g de tricitrate de sodium ($\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7\text{Na}_3, 2\text{H}_2\text{O}$) dans 1000ml d'eau distillée.

Une lecture des densités optiques est effectuée à l'aide d'un spectrophotomètre à une longueur d'onde égale à 655 nm. On obtient les résultats suivants :

Tableau A7.3 : Courbe d'étalonnage de l'azote

C (mg/l)	0	0,02	0,04	0,06	0,08	0,2	0,6
DO	0,033	0,053	0,069	0,083	0,105	0,194	0,468

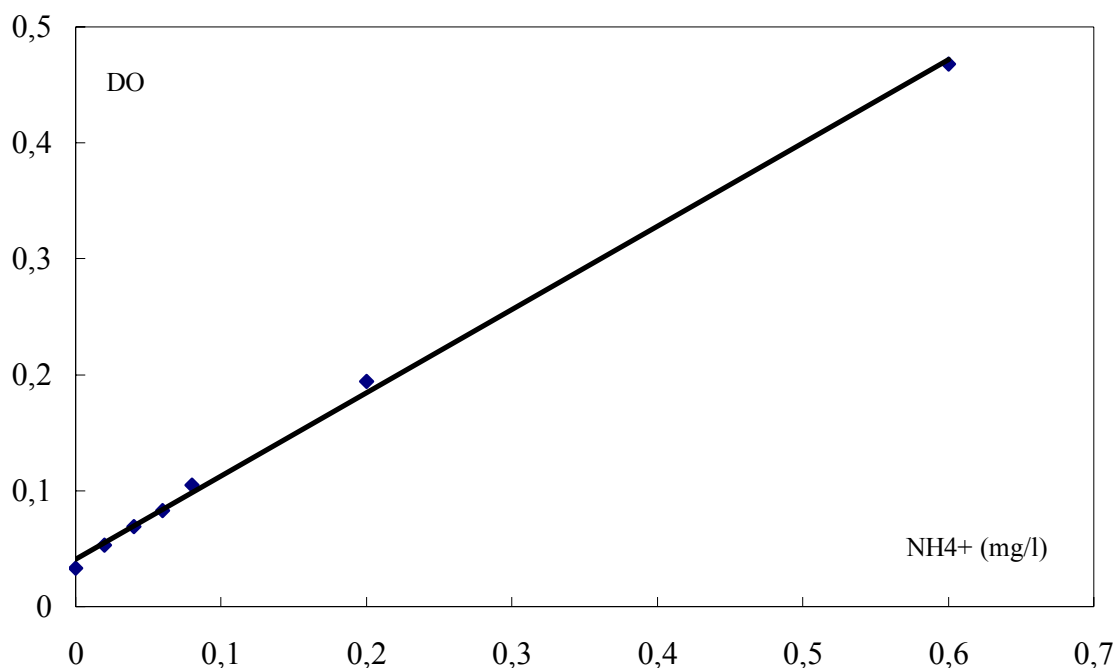


Figure A7.3 : Courbe d'étalonnage de l'azote ammoniacal

ANNEXE 8 :

DOSAGE DU CARBONE ORGANIQUE

Une prise d'essai de masse connue (entre 0,1 et 1 g) d'un échantillon de sol est mélangée à une solution de dichromate de potassium additionnée d'acide sulfurique.

Les matières organiques se trouvant dans la prise d'essai sont oxydées par la solution. Le dichromate de potassium restant après la phase d'oxydation est dosé par une solution de sulfate double d'ammonium et de fer.

❖ Mode opératoire :

On ajoute à la prise d'essai contenue dans un ballon, 10 ml de la solution de dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$ à 4%) puis un volume de 15 ml d'acide sulfurique. Après agitation, on met le ballon sur un chauffe-ballon puis on raccorde à une colonne réfrigérante.

Après chauffage, on maintient une ébullition franche et douce pendant 5 mn après condensation et chute de la première goutte.

On transvase le contenu du ballon dans un bécher et on ajoute 200 ml d'eau distillée, 7 à 8 ml d'acide orthophosphorique et 5 à 10 gouttes de diphénylamine.

On titre le contenu par une solution de sulfate double d'ammonium et de fer 0,2 N jusqu'au virage violet, au bleu puis au vert émeraude.

❖ Réactifs :

- Bichromate de potassium $K_2Cr_2O_7$ à 4% ;
- Acide sulfurique H_2SO_4 ;
- Diphénylamine (Indicateur coloré) ;
- Sulfate de fer et d'ammonium (sel de mohr).

❖ Préparation des réactifs :

- **Diphénylamine (Indicateur coloré) :**

Dissoudre 0,5 g de Diphénylamine en poudre dans 20 ml d'eau distillée, ajouter lentement 100 ml d'acide sulfurique puis homogénéiser.

- **Sulfate de fer et d'ammonium (sel de mohr) :**

Dans une fiole jaugée de 1000 ml, contenant 500 ml d'eau distillée, on ajoute 20 ml d'acide sulfurique. On fait dissoudre 78,44 g du sulfate double d'ammonium et de fer cristallisé pur pour analyse et complété à 1000 ml avec de l'eau distillée.

Cette solution doit être conservée dans un verre brun, à l'abri de l'air, de la lumière et de la chaleur.

ANNEXE 9 :

EVOLUTION DE LA TENEUR EN HUMIDITE ET LA VITESSE DE SECHAGE

A) Evolution de la teneur en humidité en fonction du temps

Tableau A9.1 : Evolution de la teneur en humidité en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé

$U_0=9,9$ cm/s			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (mn)	W (%)	W/W ₀	t (mn)	W (%)	W/W ₀	t (mn)	W (%)	W/W ₀
0	15,50	1,00	0	15,08	1,00	0	14,99	1,00
10	15,05	0,97	10	14,47	0,96	10	14,09	0,94
20	14,73	0,94	20	13,87	0,92	20	13,04	0,87
30	14,41	0,92	30	13,27	0,88	30	12,29	0,82
40	14,30	0,91	40	12,97	0,86	40	12,30	0,79
50	14,27	0,91	50	12,67	0,84	50	11,84	0,77
60	14,12	0,90	60	12,36	0,82	60	11,09	0,74
70	13,88	0,88	70	12,06	0,80	70	10,64	0,71
80	13,86	0,864	80	11,91	0,79	80	10,49	0,70
90	13,48	0,839	90	11,76	0,78	90	10,34	0,69
100	12,97	0,81	100	10,55	0,70	100	10,19	0,68

110	12,65	0,78	110	10,40	0,69	110	10,04	0,67
120	11,96	0,74	120	10,10	0,67	120	9,97	0,66

Tableau A9.2 : Evolution de la teneur en humidité en fonction du temps dans un bioréacteur à jet

$U_{jet} = 37 \text{ m/s}$			$U_{jet} = 42 \text{ m/s}$		
t (mn)	W (%)	W/W ₀	t (mn)	W (%)	W/W ₀
0	14,32	1,00	0	15,89	1,00
10	13,34	0,93	10	12,87	0,81
20	12,46	0,87	20	11,92	0,75
30	12,17	0,85	30	11,44	0,72
40	11,74	0,82	40	10,92	0,69
50	11,31	0,79	50	10,50	0,66
60	11,02	0,77	60	10,25	0,64
70	10,88	0,76	70	9,93	0,62
80	10,59	0,74	80	9,01	0,59
90	10,45	0,73	90	8,95	0,56
100	10,02	0,70	100	8,58	0,54
110	8,88	0,62	110	8,26	0,52
120	8,73	0,61	120	7,78	0,49

Tableau A9.3 (a) : Evolution de la teneur en humidité en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet ($U_{jet} = 37 \text{ m/s}$)

$U_0=9,9 \text{ cm/s}$			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (mn)	W (%)	W/W ₀	t (mn)	W (%)	W/W ₀	t (mn)	W (%)	W/W ₀
0	14,98	1,00	0	15,21	1,00	0	15,44	1,00
5	14,68	0,98	5	15,05	0,99	5	14,97	0,97
10	14,53	0,97	10	14,60	0,96	10	14,65	0,95
15	14,35	0,96	15	14,29	0,94	15	14,20	0,92
20	14,23	0,95	20	13,99	0,92	20	13,89	0,90
25	13,84	0,92	25	13,68	0,90	25	13,74	0,89
30	13,75	0,92	30	13,53	0,89	30	13,58	0,88
35	13,63	0,91	35	13,53	0,892	35	13,43	0,87
40	--	--	40	13,53	0,89	40	13,43	0,87
45	13,48	0,9	45	13,38	0,88	45	13,27	0,86
50	13,33	0,89	50	13,23	0,87	50	13,27	0,86
55	13,32	0,89	55	13,08	0,86	55	13,12	0,85
60	13,18	0,88	60	13,08	0,86	60	12,96	0,84
65	13,03	0,87	65	12,92	0,85	65	12,81	0,83
70	12,88	0,86	70	12,77	0,84	70	12,66	0,82
75	12,58	0,84	75	12,63	0,83	75	12,50	0,81
80	12,43	0,83	80	12,47	0,82	80	12,50	0,81
85	12,28	0,82	85	12,32	0,81	85	12,19	0,79
90	11,68	0,78	90	11,55	0,76	90	11,88	0,77

Tableau A9.3 (b) : Evolution de la teneur en humidité en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet ($U_{jet} = 42 \text{ m/s}$)

$U_0=9,9 \text{ cm/s}$			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (mn)	W (%)	W/W ₀	t (mn)	W (%)	W/W ₀	t (mn)	W (%)	W/W ₀
0	15,53	1,00	0	15,26	1,00	0	15,71	1,00
5	15,06	0,97	5	15,10	0,99	5	14,76	0,94
10	15,00	0,96	10	14,49	0,95	10	14,45	0,92
15	14,90	0,96	15	13,34	0,94	15	14,13	0,90
20	14,72	0,94	20	14,19	0,93	20	13,90	0,88
25	14,67	0,94	25	14,04	0,92	25	13,68	0,87
30	14,56	0,93	30	13,89	0,91	30	13,54	0,86
35	14,39	0,92	35	13,73	0,90	35	13,45	0,85
40	14,28	0,92	40	13,64	0,89	40	13,26	0,84
45	14,19	0,91	45	13,50	0,88	45	13,18	0,83
50	14,07	0,90	50	13,42	0,88	50	12,94	0,82
55	14,00	0,90	55	13,42	0,88	55	12,89	0,82
60	13,91	0,89	60	13,33	0,87	60	12,75	0,81
65	13,82	0,89	65	13,29	0,87	65	12,59	0,80
70	13,77	0,88	70	13,16	0,86	70	12,47	0,79
75	13,63	0,87	75	13,09	0,85	75	12,41	0,79
80	13,49	0,86	80	12,88	0,84	80	12,22	0,77
85	13,38	0,86	85	12,78	0,83	85	12,08	0,76
90	--	--	90	12,77	0,83	90	12,00	0,76

B) Evolution de la vitesse de séchage en fonction du temps

Tableau A9.4 : Evolution de la vitesse de séchage en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé

$U_0=9,9 \text{ cm/s}$		13,4 cm/s		18 cm/s	
t (mn)	-dW/dt (mn ⁻¹)	t (mn)	-dW/dt (mn ⁻¹)	t (mn)	-dW/dt (mn ⁻¹)
0	0,0030	0	0,004	0	0,0060
10	0,0030	10	0,004	10	0,0060
20	0,0025	20	0,004	20	0,0060
30	0,0015	30	0,0029	30	0,0040
40	0,0005	40	0,002	40	0,0025
50	0,0005	50	0,002	50	0,0025

Tableau A9.5 : Evolution de la vitesse de séchage en fonction du temps dans un bioréacteur à jet

$U_{jet} = 37 \text{ m/s}$		$U_{jet} = 42 \text{ m/s}$	
t (mn)	-dW/dt (mn ⁻¹)	t (mn)	-dW/dt (mn ⁻¹)
0	0,006	0	0,0200

5	0,006	5	0,0200
10	0,006	10	0,0100
15	0,006	15	0,0060
20	0,003	20	0,0050
25	0,002	25	0,0030
30	--	30	0,0030
35	--	35	0,0033
40	0,002	40	0,0024

Tableau A9.5 (a) : Evolution de la vitesse de séchage en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet ($U_{jet} = 37$ m/s)

$U_0=9,9$ cm/s		13,4 cm/s		18 cm/s	
t (mn)	-dW/dt	t (mn)	-dW/dt	t (mn)	-dW/dt
0	0,0030	0	0,004	0	0,0050
5	0,0030	5	0,004	5	0,0050
10	0,0022	10	--	10	0,0049
15	0,0020	15	0,004	15	0,0047
20	--	20	0,0037	20	0,0033
25	--	25	0,0023	25	0,0023
30	0,0015	30	0,0008	30	0,0012
35	0,0013	35	0,0007	35	0,0009
40	--	40	--	40	--
45	--	45	--	45	0,0008
50	1E-3	50	--	50	0,0006

Tableau A9.5 (b) : Evolution de la vitesse de séchage en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet ($U_{jet} = 42$ m/s)

$U_0=9,9$ cm/s		13,4 cm/s		18 cm/s	
t (mn)	-dW/dt	t (mn)	-dW/dt	t (mn)	-dW/dt
0	0,0034	0	0,005	0	0,0120
5	0,0034	5	0,005	5	0,0120
10	--	10	0,005	10	0,0080
15	0,0018	15	0,0025	15	0,0040
20	0,0015	20	0,002	20	0,0035
25	0,001	25	0,002	25	0,0029
30	0,001	30	0,002	30	0,0023

ANNEXE 10 :

EVOLUTION DE LA BIOMASSE EN FONCTION DU TEMPS

A) Evolution de la biomasse en fonction du temps

Tableau A10.1 : Evolution de la Biomasse en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé

temps (j)	9,9 cm/s	13,4 cm/s	18 cm/s
0	1,0	1,0	1,0
1	--	2,0	--
2	1,8	3,8	--
3	2,1	5,1	--
4	2,3	5,1	3,8
5	2,0	4,6	5,6
6	--	--	5,7
7	1,0	--	4,4
8	0,8		3,0
9	0,7	--	2,8

Tableau A10.2 : Evolution de la Biomasse en fonction du temps dans un bioréacteur à jet

temps (j)	37 m/s	42 m/s
0	1,0	1,0
1	1,7	2,7
2	2,8	5,5
3	4,6	--
4	4,7	7,5
5	2,8	7,5
6		6,2
7		3,3
8		3,0

Tableau A10.3 : Evolution de la biomasse en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet

	37 m/s			42m/s		
	9,9 cm/s	13,4 cm/s	18 cm/s	9,9 cm/s	13,4 cm/s	18 cm/s
0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
1	1,3	2,8	3,2	--	3,2	4,2
2	2,6	4,4	4,5	4,8	4,5	6,4
3	4,4	5,9	6,8	5,0	5,9	--
4	4,5	5,7	6,9	5,0	8,2	10,0
5	4,0	5,3	7,0	4,2	--	10,0
6	-	--		4,0	9,3	8,9
7	3,8	--	5,5	3,0	6,7	7,9
8	3,6		5,2	3,0	5,3	6,5
9	3,0	--	4,3		4,0	4,0

B) Détermination du taux de croissance dans un bioréacteur fluidisé à jet

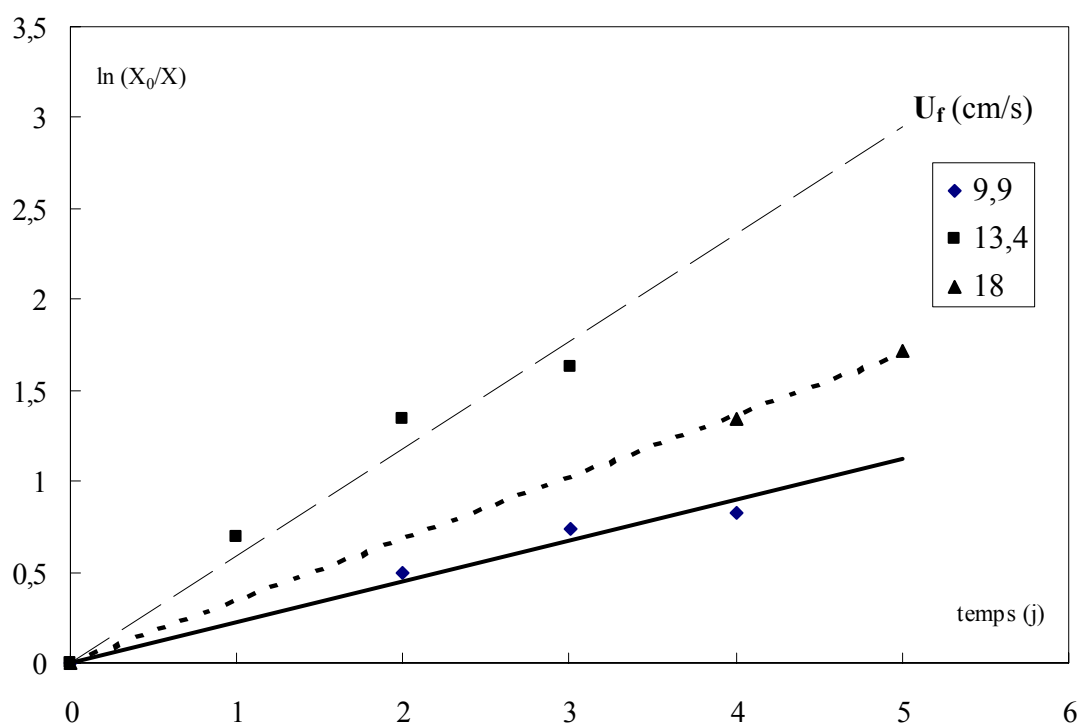


Figure A10.1 : Evolution de la croissance bactérienne en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé

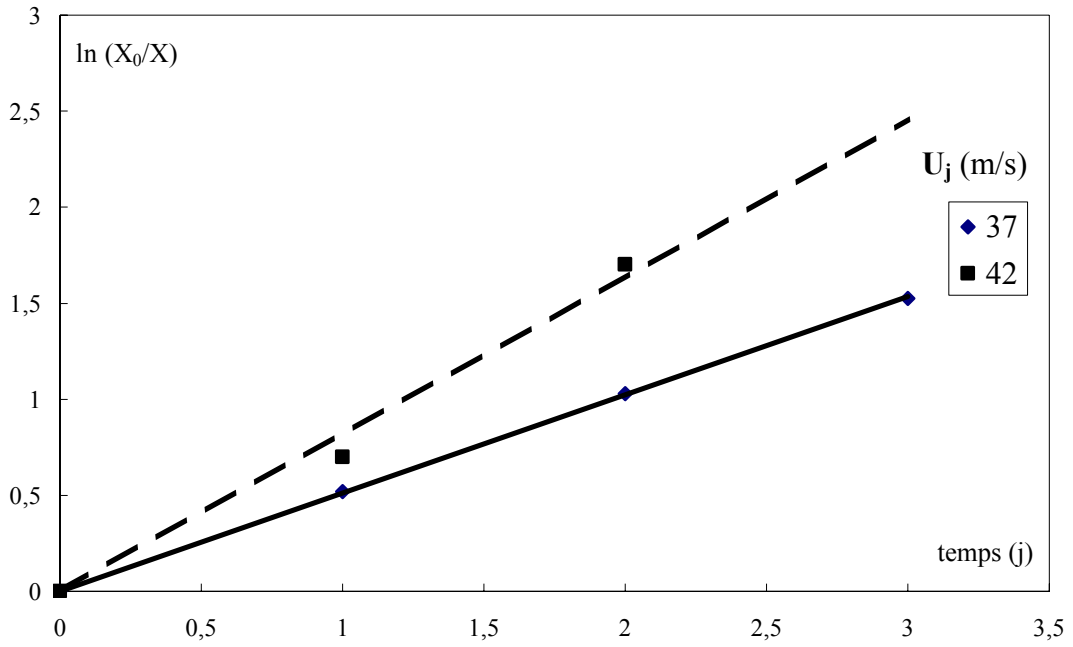


Figure A10.2 : Evolution de la croissance bactérienne en fonction du temps dans un bioréacteur à jet

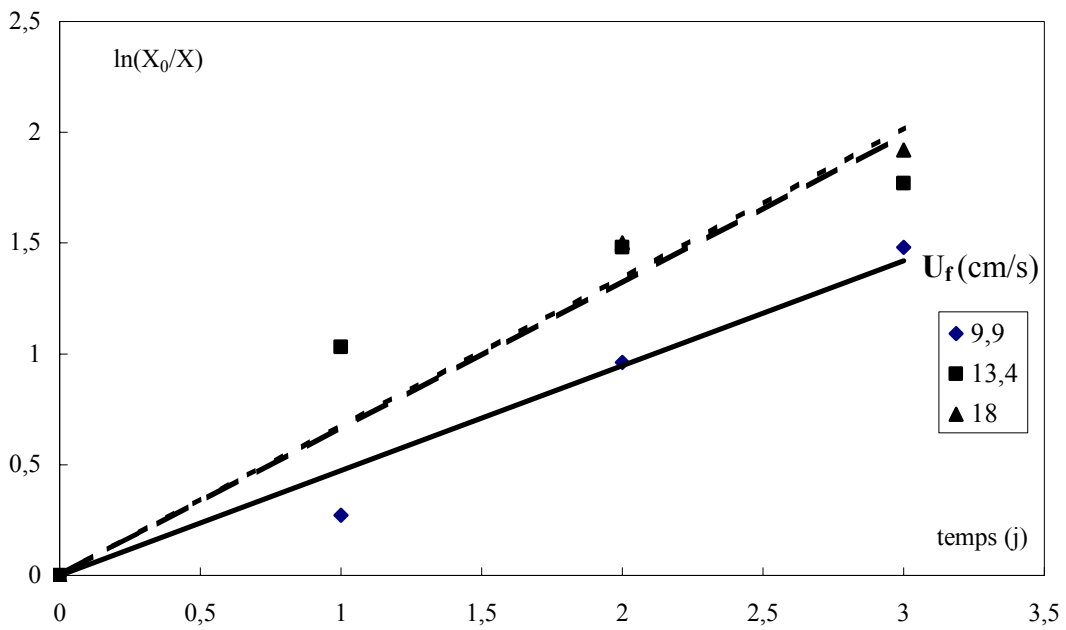


Figure A10.3 (a) : Evolution de la croissance bactérienne en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet

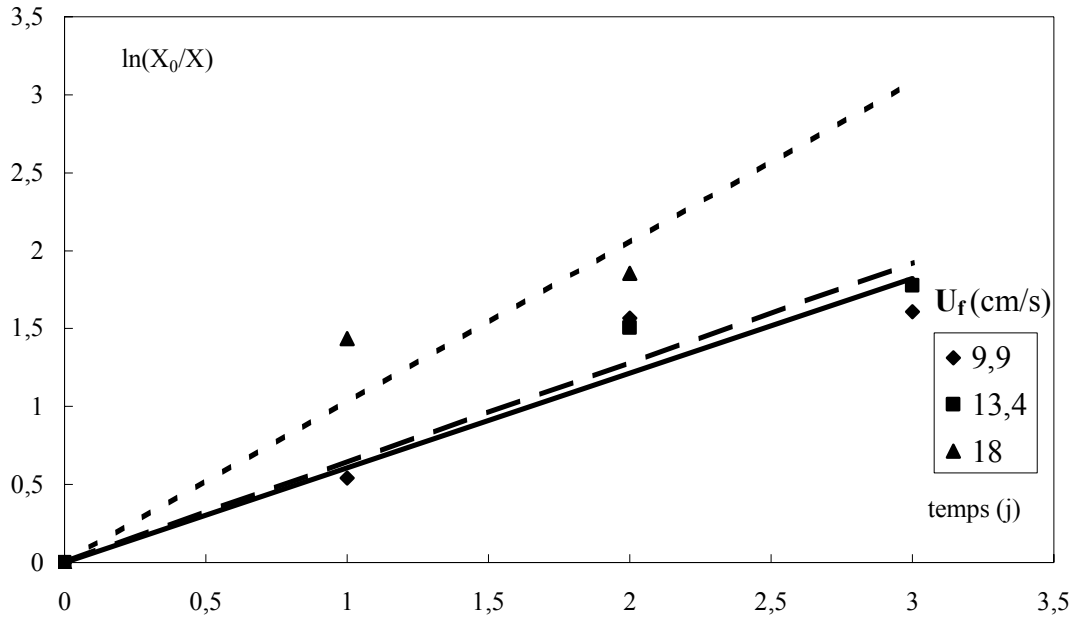


Figure A10.3 (b) : Evolution de la croissance bactérienne en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet

ANNEXE 11 :

EVOLUTION DE LA CONCENTRATION DES NUTRIMENTS

C) Evolution de la teneur de l'azote ammoniacal

Tableau A11.1 : Evolution de la teneur de l'azote ammoniacal en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé

9,9 cm/s			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (j)	$[\text{NH}_4^+]$	$[\text{NH}_4^+]^*$	t (j)	$[\text{NH}_4^+]$	$[\text{NH}_4^+]^*$	t (j)	$[\text{NH}_4^+]$	$[\text{NH}_4^+]^*$
0	1,2000	1	0	1,5040	1	0	1,9800	1
1	0,7500	0,625	1	0,8272	0,55	1	1,7622	0,890
2	0,6240	0,520	2	0,7069	0,47	2	--	--
3	0,4920	0,410	3	0,6016	0,40	3	--	--
4	0,4680	0,390	4	0,5565	0,37	4	0,9207	0,465
5	0,2844	0,237	5	0,4512	0,30	5	0,4079	0,206
6	--	--	6			6	0,2693	0,136
7	0,1920	0,160	7			7	0,0812	0,041
8	0,1440	0,120	8			8	0,0475	0,024

9	0,1080	0,090	9			9	0,0079	0,004
---	--------	-------	---	--	--	---	--------	-------

Tableau A11.2 : Evolution de la teneur de l'azote ammoniacal en fonction du temps dans un bioréacteur à jet

$U_{jet} = 37 \text{ m/s}$			$U_{jet} = 42 \text{ m/s}$		
t (j)	$[\text{NH}_4^+]$	$[\text{NH}_4^+]^*$	t (j)	$[\text{NH}_4^+]$	$[\text{NH}_4^+]^*$
0	1,5040	1	0	1,8120	1
1	0,4211	0,28	1	0,0065	0,0360
2	0,1504	0,10	2	0,0019	0,0011
3	0,0902	0,06	3	--	--
4	0,0902	0,06	4	0,0070	0,0004
5	0,0902	0,06	5	0	0
6			6	0	0
7			7	0	0
8			8	0	0
9			9	--	--

Tableau A11.3 (a) : Evolution de la teneur de l'azote ammoniacal en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet ($U_{jet} = 37 \text{ m/s}$)

9,9 cm/s			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (j)	$[\text{NH}_4^+]$	$[\text{NH}_4^+]^*$	t (j)	$[\text{NH}_4^+]$	$[\text{NH}_4^+]^*$	t (j)	$[\text{NH}_4^+]$	$[\text{NH}_4^+]^*$
0	2,38	1	0	1,504	1	0	2,04	1
1	1,5946	0,67	1	0,4211	0,28	1	0,5508	0,27
2	0,714	0,3	2	0,2256	0,15	2	0,0816	0,04
3	0,1904	0,08	3	0,1805	0,12	3	0,0204	0,01
4	0,119	0,05	4	0,0451	0,03	4	0,0010	0
5	0,0714	0,03	5	0,0301	0,02	5	0	0
6	--	--	6			6	--	--
7	0,0476	0,02	7			7	0	0
8	0,0238	0,01	8			8	0	0
9	0	0	9			9		--

Tableau A11.3 (b) : Evolution de la teneur des nitrites en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet ($U_{jet} = 42 \text{ m/s}$)

9,9 cm/s			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (j)	$[\text{NH}_4^+]$	$[\text{NH}_4^+]^*$	t (j)	$[\text{NH}_4^+]$	$[\text{NH}_4^+]^*$	t (j)	$[\text{NH}_4^+]$	$[\text{NH}_4^+]^*$
0	3,3000	1	0	3,6800	1	0	2,3400	1

1	1,7490	0,53	1	1,5456	0,42	1	0,6552	0,28
2	0,3300	0,10	2	1,1408	0,31	2	0,4680	0,20
3	0,1650	0,05	3	0,9568	0,26	3	-	--
4	0,0660	0,02	4	0,7360	0,20	4	0,0235	0,01
5	0,0330	0,01	5	-	--	5	0,0235	0,01
6	0,0330	0,01	6	0,4637	0,12	6	0,0235	0,01
7	0	0	7	0,3312	0,09	7	0	0
8	0	0	8	0,1840	0,05	8	0	0
9		--	9	0,1472	0,04	9	0	0

D) Evolution des nitrates

TABLEAU A11.4 : EVOLUTION DE LA TENEUR DES NITRATES EN FONCTION DU TEMPS DANS UN BIOREACTEUR FLUIDISE

9,9 cm/s			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (j)	[NO ₃ ⁻²]	[NO ₃ ⁻²]*	t (j)	[NO ₃ ⁻²]	[NO ₃ ⁻²]*	t (j)	[NO ₃ ⁻²]	[NO ₃ ⁻²]*
0	7,2590	1	0	4,2050	1	0	3,3050	1
1	7,3534	1,013	1	5,5085	1,31	1	8,6095	2,605
2	3,3101	0,456	2	2,0184	0,48	2	-	--
3	1,7712	0,244	3	1,1774	0,28	3	-	--
4		--	4	0,5046	0,12	4	8,7516	2,648
5	1,6768	0,231	5	0,4205	0,10	5	5,6085	1,697
6	--	--	6			6	2,0127	0,609
7	1,0598	0,146	7			7	0,5784	0,175
8	1,0380	0,143	8			8	0,2776	0,084
9	1,0235	0,141	9			9	0,1851	0,056

Tableau A11.5 : Evolution de la teneur des nitrates en fonction du temps dans un bioréacteur à jet

U _{jet} = 37 m/s			U _{jet} = 42 m/s		
t (j)	[NO ₃ ⁻²]	[NO ₃ ⁻²]*	t (j)	[NO ₃ ⁻²]	[NO ₃ ⁻²]*
0	3,200	1	0	6,1400	1
1	3,488	1,09	1	0,2947	0,048
2	1,408	0,44	2	0,1903	0,031
3	0,576	0,18	3	--	--
4	0,416	0,13	4	0,0614	0,01
5	0,192	0,06	5	0	0
6			6	0	0
7			7	0	0
8			8	0	0
9			9	-	--

Tableau A11.6 (a) : Evolution de la teneur des nitrates en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet (U_{jet} = 37 m/s)

9,9 cm/s			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (j)	[NO ₃ ⁻²]	[NO ₃ ⁻²]*	t (j)	[NO ₃ ⁻²]	[NO ₃ ⁻²]*	t (j)	[NO ₃ ⁻²]	[NO ₃ ⁻²]*
0	11,1100	1	0	8,8740	1	0	16,4540	1

1	14,4430	1,30	1	9,4952	1,07	1	5,2653	0,32
2	12,8876	1,16	2	5,7681	0,65	2	1,4808	0,09
3	7,7770	0,70	3	2,7509	0,31	3	0,1645	0,01
4	--	--	4	1,5086	0,17	4	0	0
5	5,5550	0,50	5	0,6212	0,07	5	0	0
6	--	--	6			6	--	--
7	0,6666	0,06	7			7	0	0
8	0,4444	0,04	8			8	0	0
9	0	0	9			9	0	0

Tableau A11.6 (b) : Evolution de la teneur des nitrates en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet ($U_{jet} = 42$ m/s)

9,9 cm/s			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (j)	[NO ₃ ⁻²]	[NO ₃ ⁻²]*	t (j)	[NO ₃ ⁻²]	[NO ₃ ⁻²]*	t (j)	[NO ₃ ⁻²]	[NO ₃ ⁻²]*
0	13,100	1	0	15,1590	1	0	10,7210	1
1	8,384	0,64	1	8,1858	0,54	1	2,7875	0,26
2	2,489	0,19	2	4,5477	0,30	2	1,2865	0,12
3	1,179	0,09	3	4,0929	0,27	3	--	--
4	0,526	0,04	4	3,7897	0,25	4	0,9649	0,09
5	0,524	0,04	5	--	--	5	0,7505	0,07
6	0	0	6	3,0318	0,20	6	0,4288	0,04
7	0	0	7	2,1222	0,14	7	0,4288	0,04
8	0	0	8	1,9707	0,13	8	0,2144	0,02
9	-	--	9	1,3643	0,09	9	0,1072	0,01

E) Evolution des nitrites

Tableau A11.7 : Evolution de la teneur des nitrites en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé

9,9 cm/s			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (j)	[NO ₂ ⁻]	[NO ₂ ⁻]*	t (j)	[NO ₂ ⁻]	[NO ₂ ⁻]*	t (j)	[NO ₂ ⁻]	[NO ₂ ⁻]*
0	0,2047	1	0	0,0166	1	0	0,1268	1
1	0,1617	0,79	1	0,0119	0,72	1	0,1205	0,95
2	0,0286	0,14	2	0,0089	0,54	2	--	--
3	0,0061	0,03	3	0,0059	0,36	3	--	--
4	0,0041	0,02	4	0,0036	0,22	4	0,0367	0,29
5	0,0002	0,01	5	0,003	0,20	5	0,0152	0,12
6	--	--	6			6	0,0088	0,07
7	0	0	7			7	0,0038	0,03
8	0	0	8			8	0,0038	0,03
9	0	0	9			9	0,0025	0,02

Tableau A11.8 : Evolution de la teneur des nitrites en fonction du temps dans un bioréacteur à jet

$U_{jet} = 37$ m/s	$U_{jet} = 42$ m/s
--------------------	--------------------

t (j)	[NO ₂ ⁻]	[NO ₂ ⁻]*	t (j)	[NO ₂ ⁻]	[NO ₂ ⁻]*
0	0,0166	1	0	0,0767	1
1	0,0129	0,78	1	0,0054	0,070
2	0,0114	0,69	2	0,0048	0,063
3	0,0097	0,59	3	--	--
4	0,0085	0,51	4	0,0038	0,05
5	0,0079	0,48	5	0,0030	0,04
6			6	0,0023	0,03
7			7	0,0007	0,01
8			8	0	0
9			9	--	--

Tableau A11.9 (a) : Evolution de la teneur des nitrites en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet ($U_{jet} = 37$ m/s)

9,9 cm/s			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (j)	[NO ₂ ⁻]	[NO ₂ ⁻]*	t (j)	[NO ₂ ⁻]	[NO ₂ ⁻]*	t (j)	[NO ₂ ⁻]	[NO ₂ ⁻]*
0	0,3208	1	0	0,0166	1	0	0,0840	1
1	0,2373	0,74	1	0,0096	0,6	1	0,0075	0,09
2	0,1315	0,41	2	0,0059	0,36	2	0,0050	0,06
3	0,0128	0,04	3	0,0020	0,12	3	0,0042	0,05
4	0,0096	0,03	4	0,0012	0,07	4	0,0008	0,01
5	0,0096	0,03	5	0,0010	0,06	5	0	0
6	--	--	6			6	0	0
7	0,0032	0,01	7			7	0	0
8	0	0	8			8	0	0
9	0	0	9			9		

Tableau A11.9 (b) : Evolution de la teneur des nitrites en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet ($U_{jet} = 42$ m/s)

9,9 cm/s			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (j)	[NO ₂ ⁻]	[NO ₂ ⁻]*	t (j)	[NO ₂ ⁻]	[NO ₂ ⁻]*	t (j)	[NO ₂ ⁻]	[NO ₂ ⁻]*
0	0,2004	1	0	0,1437	1	0	0,2980	1
1	0,1262	0,63	1	0,0776	0,54	1	0,1818	0,61
2	0,0902	0,45	2	0,0345	0,24	2	0,0387	0,13
3	0,0301	0,15	3	0,0129	0,09	3	--	--
4	0,0080	0,04	4	0,0029	0,02	4	0,0298	0,1
5	0,0040	0,02	5	--	--	5	0,0268	0,09
6	0	0	6	0	0	6	0,0179	0,06
7	0	0	7	0	0	7	0,0149	0,05
8	0	0	8	0	0	8	0,0149	0,05
9	--	--	9	0	0	9	0,0059	0,02

Evolution du phosphore

Tableau A11.10 : Evolution de la teneur du phosphore en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé

9,9 cm/s			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (j)	[PO ₄ ³⁻]	[PO ₄ ³⁻]*	t (j)	[PO ₄ ³⁻]	[PO ₄ ³⁻]*	t (j)	[PO ₄ ³⁻]	[PO ₄ ³⁻]*
0	0,0400	1	0	0,4086	1	0	0,2228	1
1	0,0296	0,74	1	0,2124	0,52	1	0,2005	0,90
2	0,0220	0,55	2	0,1512	0,37	2	--	--
3	0,0136	0,34	3	0,0735	0,18	3	--	--
4	0,0100	0,25	4	0,0490	0,12	4	0,1515	0,68
5	0,0080	0,2	5	0,0449	0,11	5	0,1181	0,53
6	--	--	6			6	0,1114	0,50
7	0,0072	0,18	7			7	0,1069	0,48
8	0,0064	0,16	8			8	0,0958	0,43
9	0,0060	0,15	9			9	0,0601	0,27

Tableau A11.11 : Evolution de la teneur du phosphore en fonction du temps dans un bioréacteur à jet

U _{jet} = 37 m/s			U _{jet} = 42 m/s		
t (j)	[PO ₄ ³⁻]	[PO ₄ ³⁻]*	t (j)	[PO ₄ ³⁻]	[PO ₄ ³⁻]*
0	0,4086	1	0	0,2755	1
1	0,3064	0,75	1	0,0633	0,23
2	0,1348	0,33	2	0,0248	0,09
3	0,0776	0,19	3	--	--
4	0,0245	0,06	4	0,0248	0,09
5	0,0163	0,04	5	0,0220	0,08
6			6	0,0193	0,07
7			7	0,0110	0,04
8			8	0,0055	0,02

Tableau A11.12 (a) : Evolution de la teneur du phosphore en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet (U_{jet} = 37 m/s)

9,9 cm/s			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (j)	[PO ₄ ³⁻]	[PO ₄ ³⁻]*	t (j)	[PO ₄ ³⁻]	[PO ₄ ³⁻]*	t (j)	[PO ₄ ³⁻]	[PO ₄ ³⁻]*
0	0,2374	1	0	0,4086	1	0	0,1989	1
1	0,1614	0,68	1	0,2860	0,7	1	0,1670	0,84
2	0,1044	0,44	2	0,2125	0,52	2	0,1432	0,72
3	0,0332	0,14	3	0,1659	0,406	3	0,0954	0,48
4	0,0071	0,03	4	0,0858	0,21	4	0,0656	0,33
5	0,0047	0,02	5	0,0449	0,11	5	0,0461	0,23
6	--	--	6			6	--	--
7	0,0024	0,01	7			7	0,0159	0,08
8	0	0	8			8	0,0139	0,07
9	0	0	9			9	0,0119	0,06

Tableau A11.12 (b) : Evolution de la teneur du phosphore en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet (U_{jet} = 42 m/s)

9,9 cm/s			13,4 cm/s			18 cm/s		
t (j)	[PO ₄ ³⁻]	[PO ₄ ³⁻]*	t (j)	[PO ₄ ³⁻]	[PO ₄ ³⁻]*	t (j)	[PO ₄ ³⁻]	[PO ₄ ³⁻]*

0	0,1777	1	0	0,4260	1	0	0,2330	1
1	0,0853	0,48	1	0,2684	0,63	1	0,1771	0,76
2	0,0728	0,41	2	0,2471	0,58	2	0,1305	0,56
3	0,0693	0,39	3	0,2130	0,50	3	--	--
4	0,0515	0,29	4	0,1704	0,40	4	0,0699	0,30
5	0,0355	0,20	5	--	--	5	0,0233	0,10
6	0,0177	0,10	6	0,1278	0,30	6	0,0116	0,05
7	0,0088	0,05	7	0,0852	0,20	7	0,0070	0,03
8	0,0035	0,02	8	0,0426	0,10	8	0,0047	0,02
9	--	--	9	0	0	9	0	0

ANNEXE 12 :

RESULTATS EXPERIMENTAUX DE LA CHROMATOGRAPHIE

Spectres chromatographiques

Présentation d'un modèle de spectre chromatographique relatif à la vitesse d'aération de 9,9 cm/s

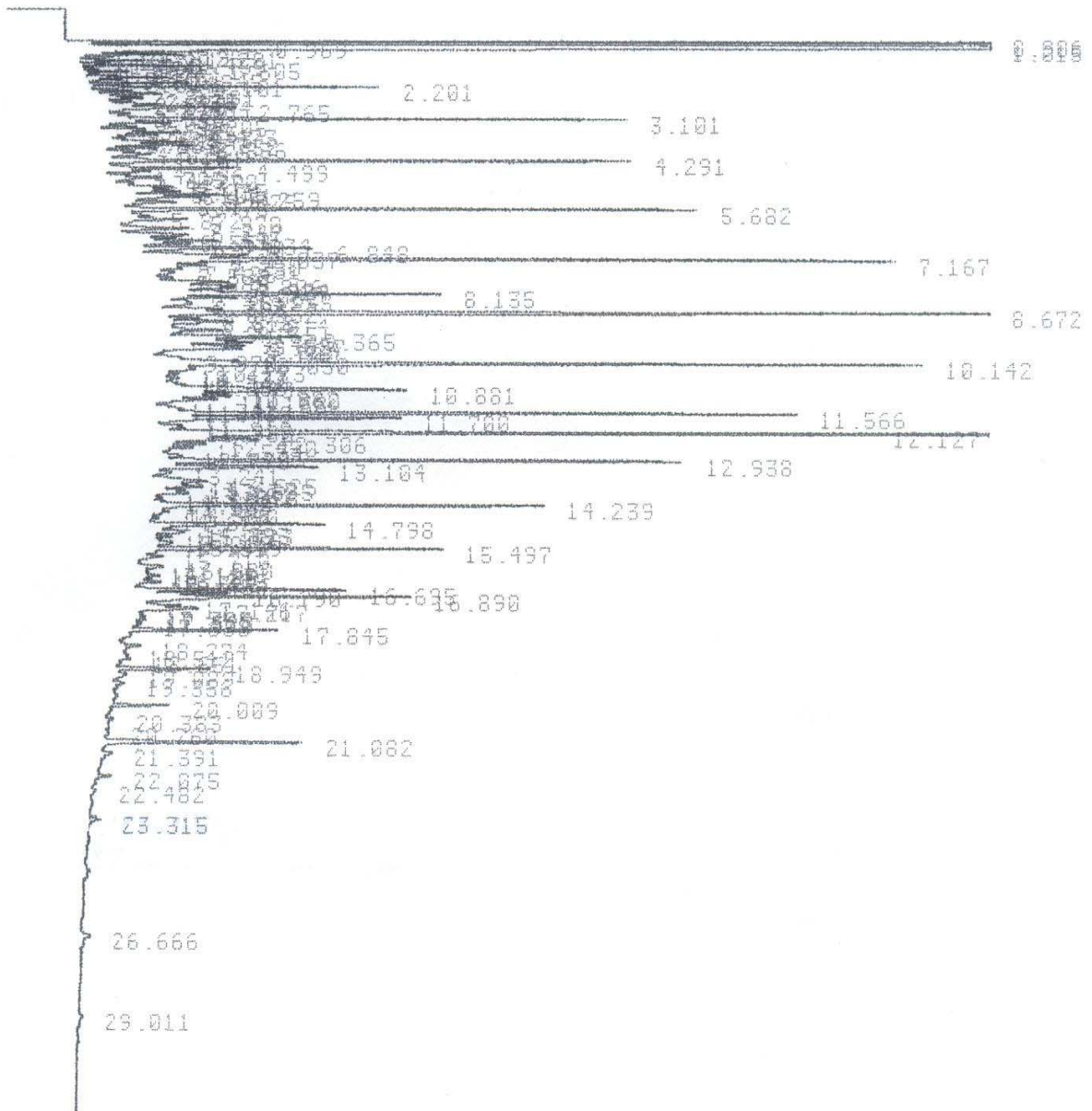


Figure A12.1 : Spectre chromatographique de l'échantillon initial (jour 0)

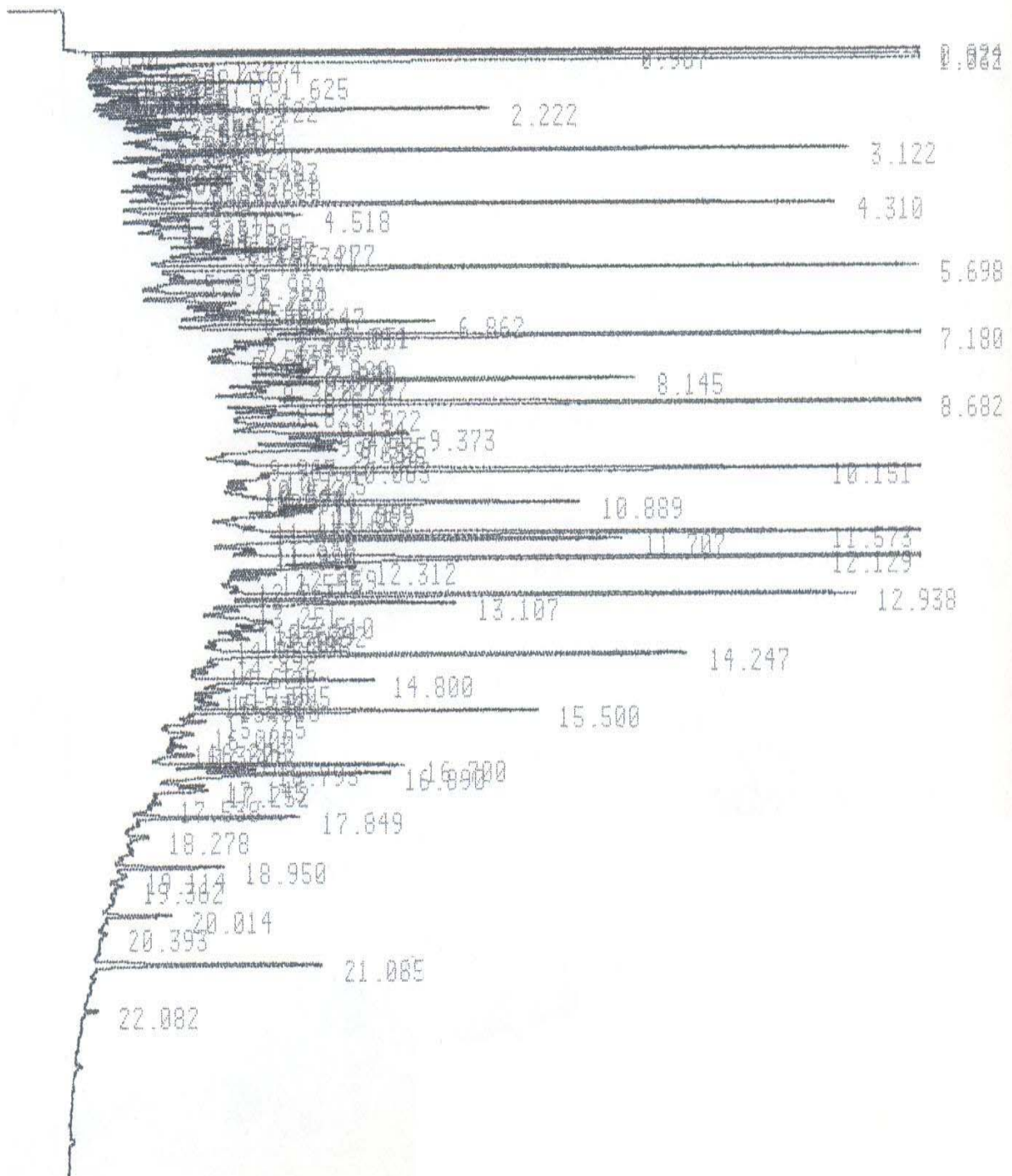


Figure A12.2: Spectre chromatographique de deuxième échantillon (jour 2)

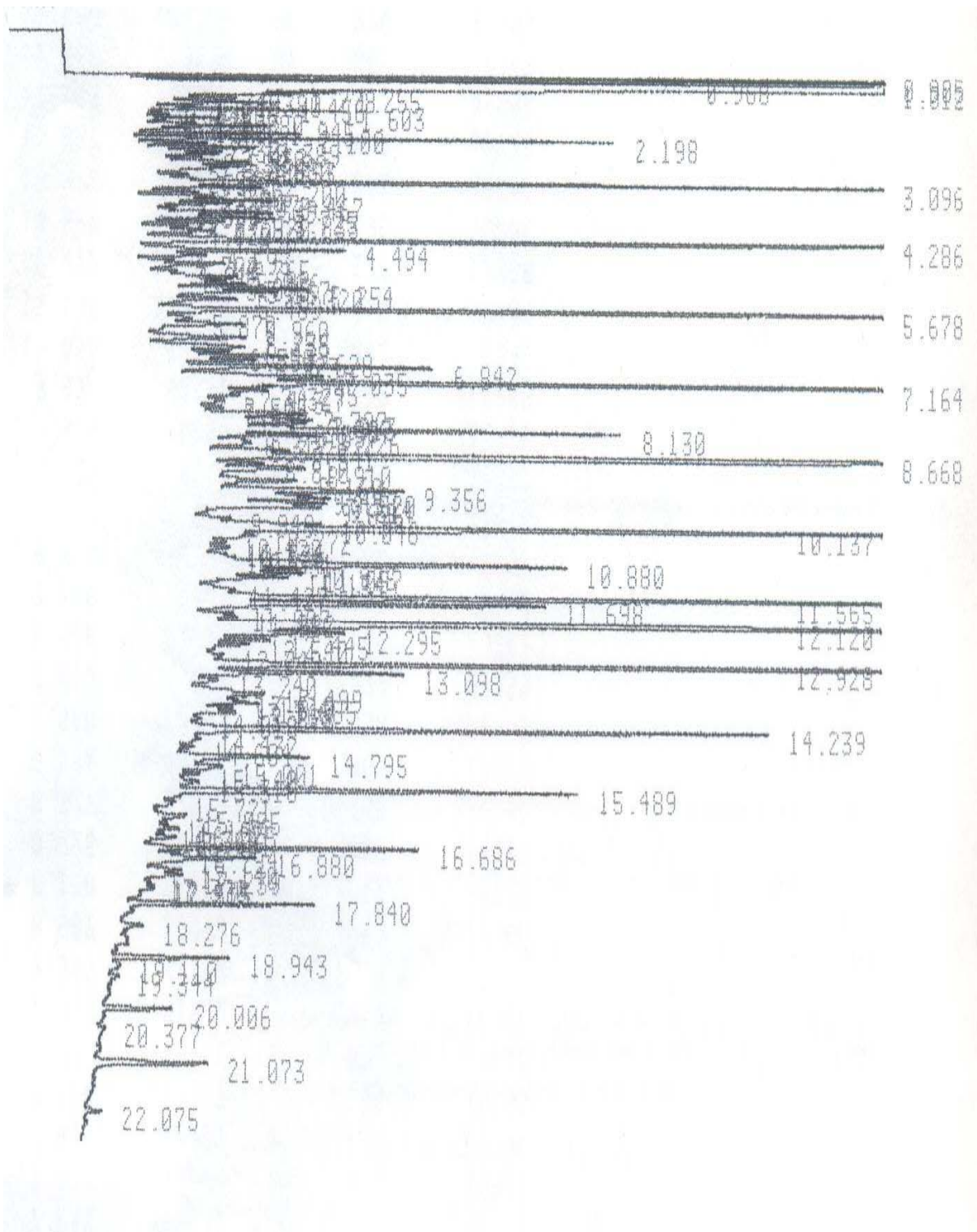


Figure A12.3: Spectre chromatographique de troisième échantillon (jour 4)

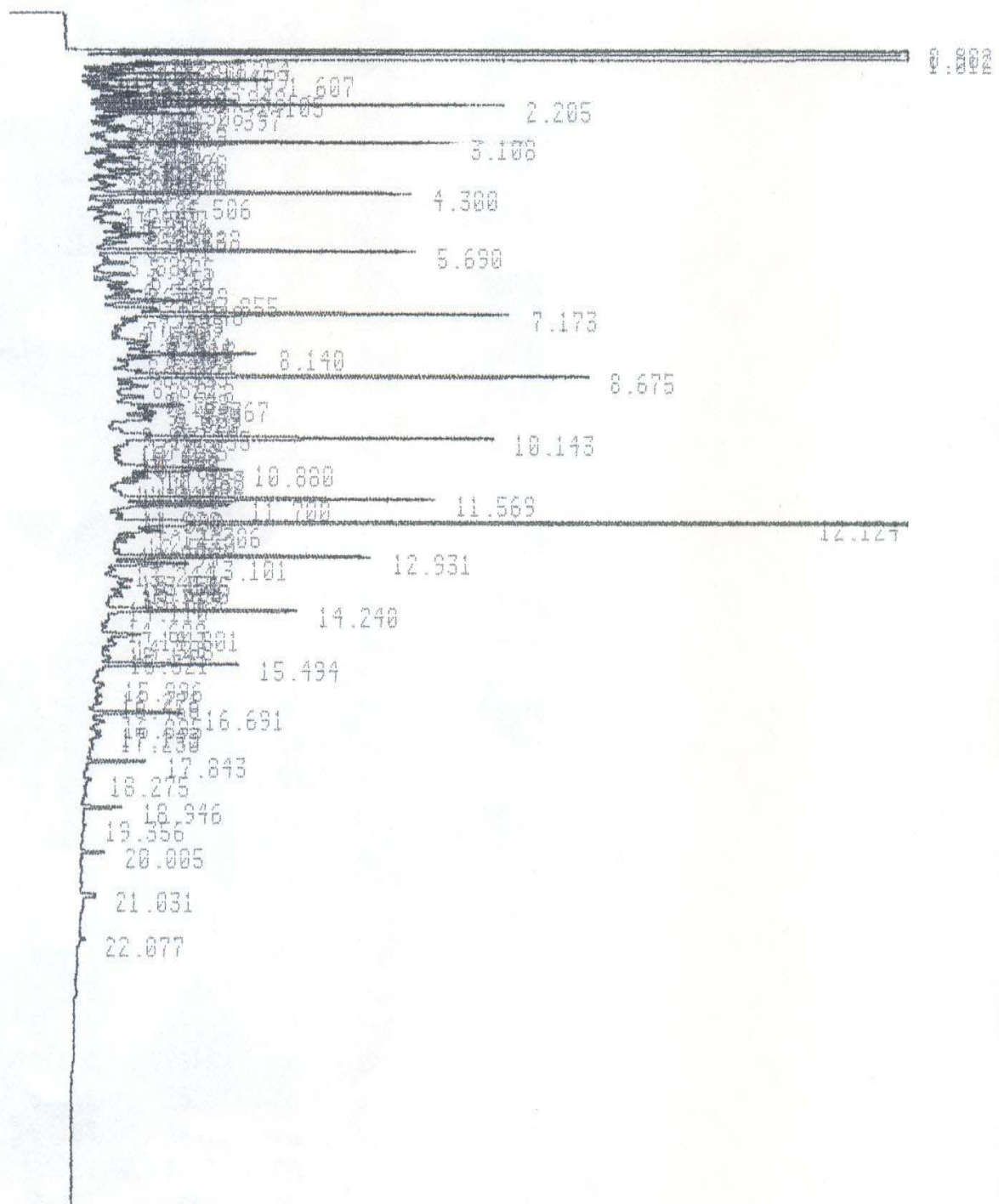
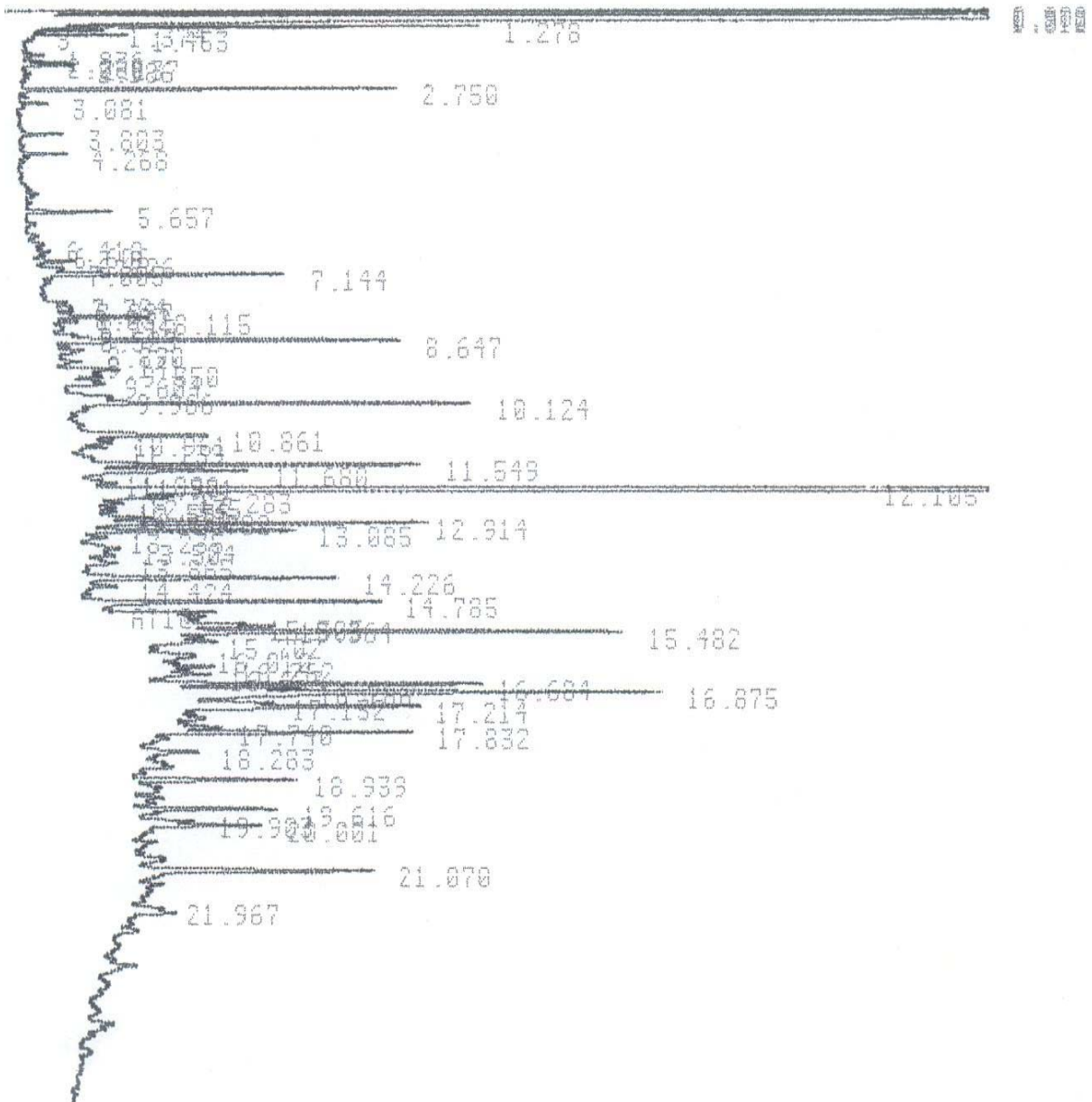


Figure A12.4: Spectre chromatographique de quatrième échantillon (jour 7)



Temps = 0 jour			Temps = 2 jours		
Alcane	tr	surface	Alcane	tr	surface
X1	1,61	22299	X1	1,63	
C10	2,2	81745	C10	2,22	56552
C11	3,1	200967	C11	3,12	148203
C12	4,29	260832	C12	4,31	187587
X2	4,5	102047	X2	4,52	69932
C13	5,68	303029	C13	5,7	220965
X3	6,85	173960	X3	6,86	126913
C14	7,17	397847	C14	7,18	274883
X4	8,14	187720	X4	8,15	147660
C15	8,67	539379	C15	8,68	389442
X5	9,37	138657	X5	9,37	98963
C16	10,14	391242	C16	10,15	273868
X6	10,88	215260	X6	10,89	166128
C17	11,57	323973	C17	11,57	229912
C18	12,94	249521	C18	12,94	171763
C19	14,24	231582	C19	14,25	168582
C20	15,5	155378	C20	15,5	102921
C21	16,7	102959	C21	16,7	65538
C22	17,85	75470	C22	17,85	44509
C23	18,95	49785	C23	18,95	
C24	20,01	32113	C24	20,01	
E.I	12,13	569928	E.I	12,13	446638

Temps = 4 jour			Temps = 7 jours		
Alcane	tr	surface	Alcane	tr	surface
X1	1,6		X1	1,61	
C10	2,2	74702	C10	2,21	57110
C11	3,1	183486	C11	3,11	129754
C12	4,29	206051	C12	4,3	147981
X2	4,5	61588	X2	4,51	
C13	5,68	226718	C13	5,69	145219
X3	6,84	106304	X3	6,86	65727
C14	7,16	300575	C14	7,17	206454
X4	8,13	136680	X4	8,14	90286
C15	8,67	422232	C15	8,68	286610
X5	9,36	94802	X5	9,37	62176
C16	10,14	317379	C16	10,14	212627
X6	10,88	168997	X6	10,88	110396
C17	11,57	270600	C17	11,57	180813
C18	12,93	208020	C18	12,93	140294
C19	14,24	186796	C19	14,24	125521
C20	15,49	112404	C20	15,49	78868
C21	16,69	75322	C21	16,7	52579
C22	17,84	50943	C22	17,84	32862
C23	18,94	32072	C23	18,95	23003
C24	20,01	19478	C24	20,01	13145
E.I	12,12	570699	E.I	12,12	472026

Temps = 9 jours

Alcane	tr	surface
X1		
C10		
C11	3,08	3096
C12	4,27	5418
X2		
C13	5,66	10061
X3		
C14	7,14	26315
X4	8,12	12284
C15	8,65	44115
X5		
C16	10,12	47521
X6	10,86	27756
C17	11,55	41680
C18	12,91	41881
C19	14,23	37602
C20	15,48	28387
C21	16,68	18834
C22	17,83	15059
C23	18,94	9267
C24	20	6178
E.I	12,11	487907

C) Evolution du rendement d'élimination des HC

Tableau A.12.1 : Evolution du rendement d'élimination des HC en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé

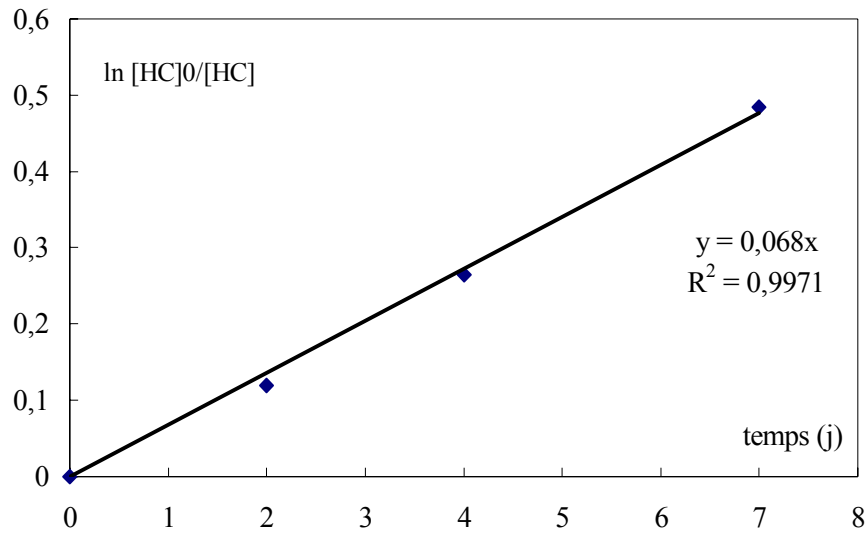
temps (j)	9,9 cm/s	13,4 cm/s	18 cm/s
0	0	0	0
1	-	6,4	-
2	11,3	-	-
3	-	13,0	-
4	23,6	24,8	61,3
5	-	26,7	86,9
7	38,4		96,8
9	89,6		97,2

Tableau A12.2 : Evolution du rendement d'élimination des HC en fonction du temps dans un bioréacteur à jet

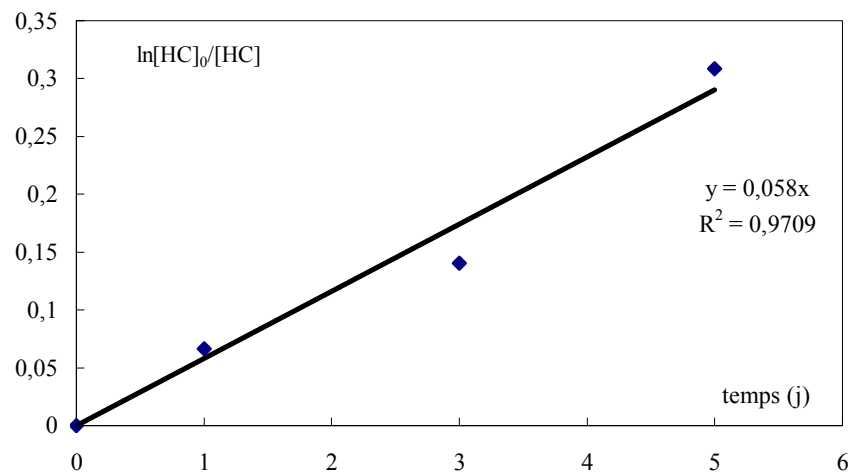
temps (j)	37 m/s	42 m/s
0	0	0
1	9,4	-
2	12,8	66,9
4	24,3	74,0
5	29,9	-
6		83,8
8		94,6

Tableau A.12.3: Evolution du rendement d'élimination des HC en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet

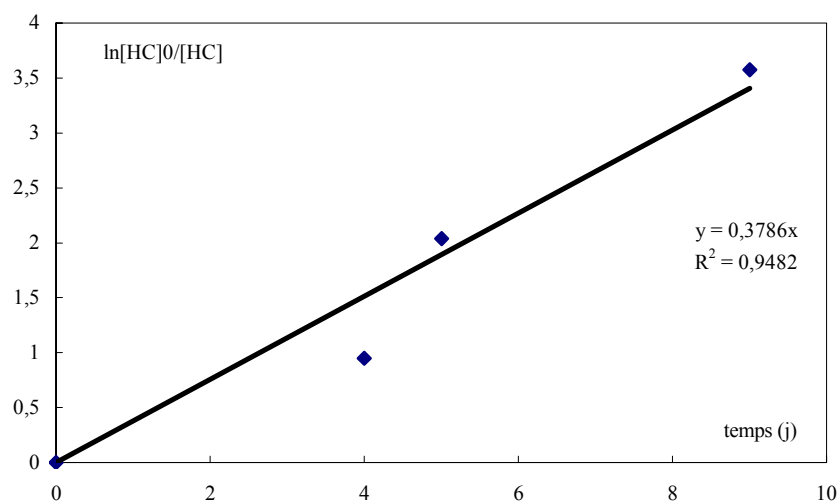
	37 m/s			42m/s		
	9,9 cm/s	13,4 cm/s	18 cm/s	9,9 cm/s	13,4 cm/s	18 cm/s
0	0	0	0	0	0	0
1	-	44,6	-	-	-	-
2	57,6	48,6	4,3	56,3	34,8	69,2
3	-	59,2	-	-	-	-
4	82,7	61	77,7	-	34,9	-
5	-	76,0	-	73,4	-	--
7	86		89,1	82,3	86,8	82,1
9	98,1		91	94,8	90,5	88,8



a) $U_f = 9,9 \text{ cm/s}$

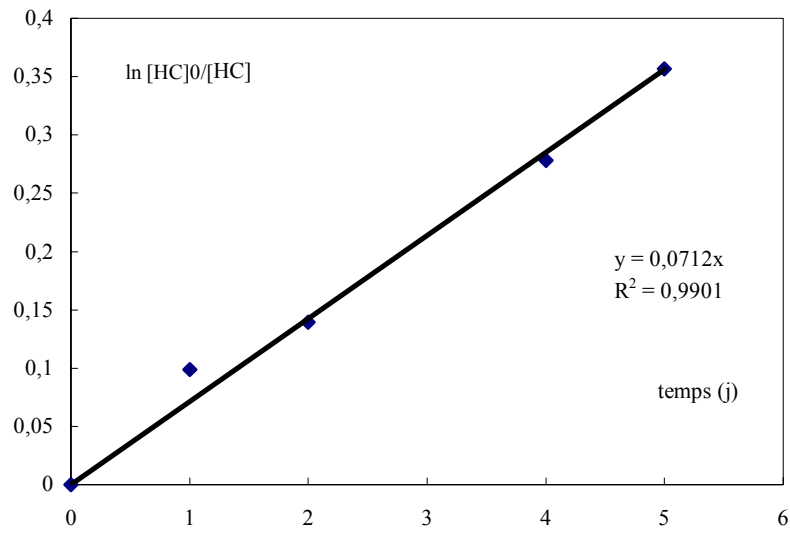


b) $U_f = 13,4 \text{ cm/s}$

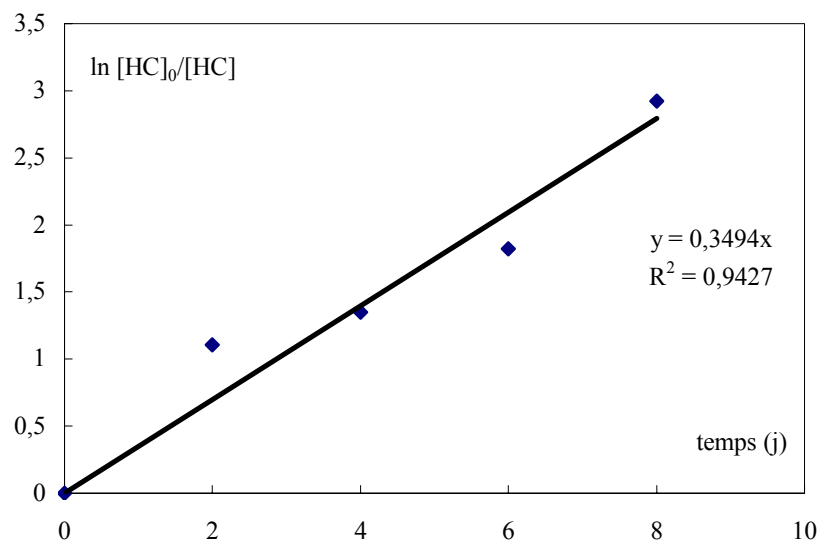


c) $U_f = 18 \text{ cm/s}$

Figure A12.1 : Représentation de $\ln[HC]_0/[HC]$ en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé

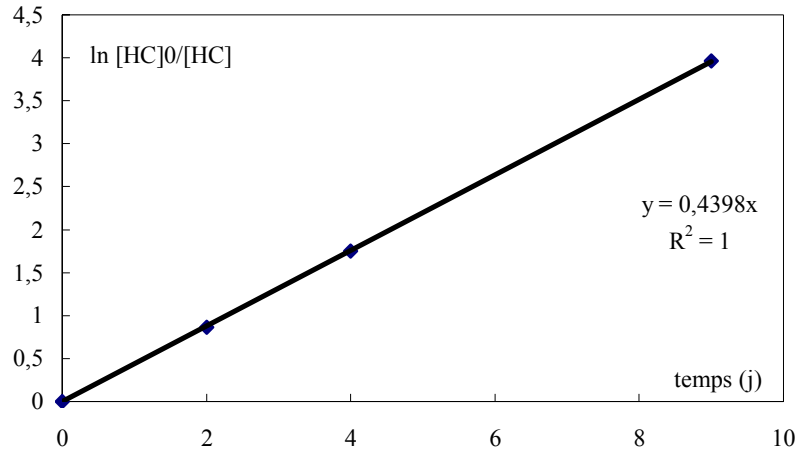


a) $U_j = 37$ m/s

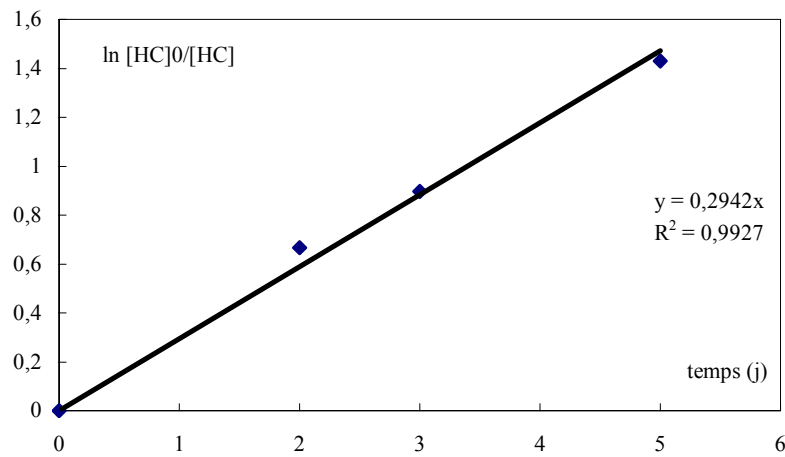


b) $U_j = 42$ m/s

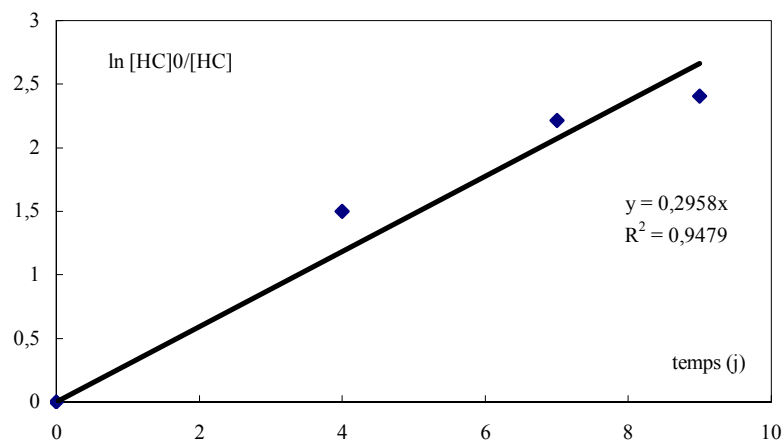
Figure A12.2 : Représentation de $\ln [HC]_0/[HC]$ en fonction du temps dans un bioréacteur à jet



a) $U_f = 9,9 \text{ cm/s}$

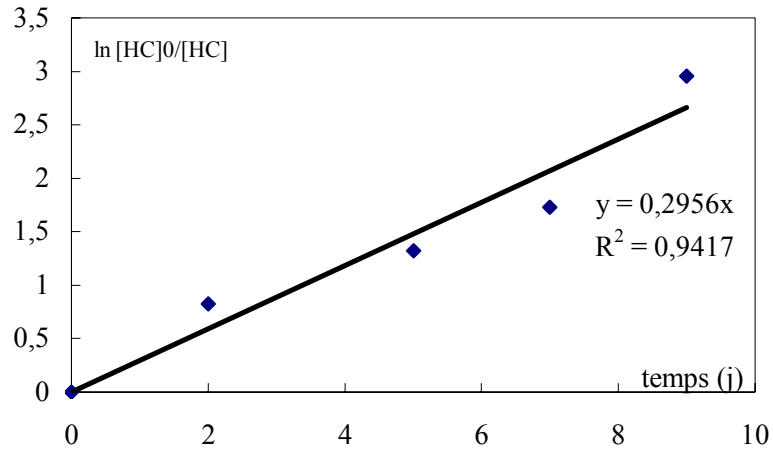


b) $U_f = 13,4 \text{ cm/s}$

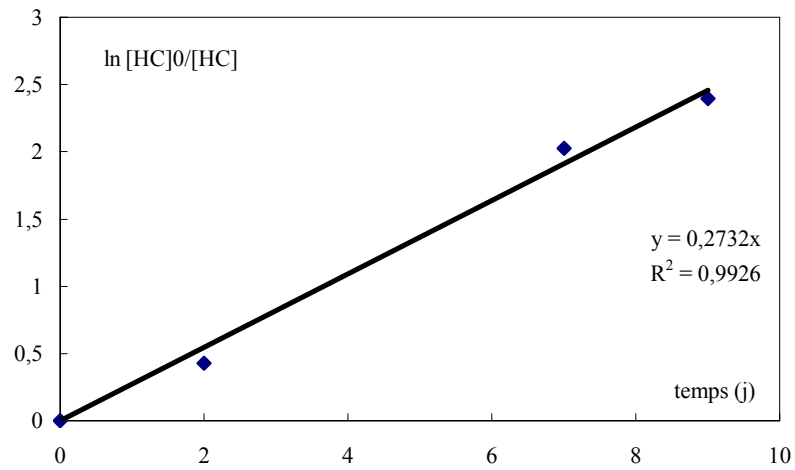


c) $U_f = 18 \text{ cm/s}$

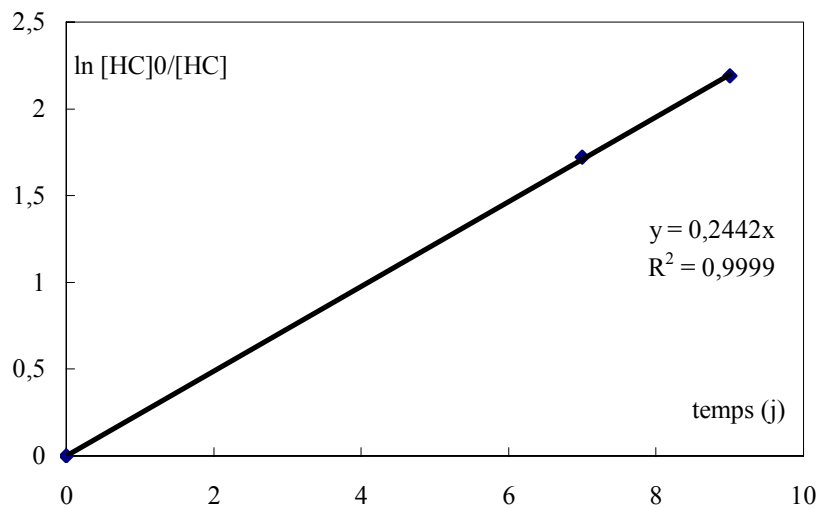
Figure A12.3 : Représentation de $\ln [HC]_0/[HC]$ en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet ($U_{jet} = 37 \text{ m/s}$)



a) $U_f = 9,9 \text{ cm/s}$



b) $U_f = 13,4 \text{ cm/s}$



c) $U_f = 18 \text{ cm/s}$

Figure A12.4 : Représentation de $\ln [HC]_0/[HC]$ en fonction du temps dans un bioréacteur fluidisé à jet ($U_{jet} = 42 \text{ m/s}$)