

10/90

وزارة التعليم العالي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR



ÉCOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

DEPARTEMENT : GE NIE DE L'É V I R O N N E M E N T

PROJET DE FIN D'ETUDES

S U J E T

**OPTIMISATION DE LA
NITRIFICATION ET DE LA
DENITRIFICATION POUR LE
TRAITEMENT DES EAUX
RESIDUAIRES D'ABATTOIRS.**

Proposé par :

N. ABDI

Etudié par :

T. LAKKI

Dirigé par :

N. ABDI

PROMOTION : juin 90

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
BIBLIOTHEQUE — المكتبة
Ecole Nationale Polytechnique

ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

DEPARTEMENT : GENIE DE L'ENVIRONNEMENT

PROJET DE FIN D'ETUDES

EN VUE D'OBTENTION DU DIPLOME D'INGENIEUR D'ETAT

SUJET

OPTIMISATION DE LA NITRIFICATION
ET DE LA DENITRIFICATION
POUR LE TRAITEMENT DES EAUX
RESIDUAIRES D'ABATTOIRS.

Proposé par :

N. ABDI

Etudié par :

T. LAKKI

Dirigé par :

N. ABDI

PROMOTION : JUIN 1990

* * * * DEDICACES * * * *

Je dedie ce modeste travail à :

- * mes parents
- * mes freres et soeurs
- * toutes mes amies

* * * * * REMERCIEMENTS * * * * *

Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à Madame N. ABDI-HAIDER notre promotrice pour toute l'aide et les conseils prodigués .

De même , nous remercions Monsieur N . MAMERI pour les encouragements et les conseils qu'il nous a toujours apportés .

Sans toute fois oublier les membres du jury qui me feront l'honneur de juger mon travail

Nous remercions également Monsieur MAHFOUD et Mademoiselle LEILA pour leur aide .

Enfin que tous (tes) ceux (celles) qui de près ou de loin ont participé à élaborer ce modeste travail, trouvent l'expression des nos remerciements les plus sincères.

SOMMAIRE

Chapitre I : Introduction	1
Chapitre II: Généralités sur la microbiologie	2
II.1 : Les boues	
II.1.1. : La composition de la boue biologique	2
II.1.2. : Flocculation des boues activées	2
II.1.3. : Gonflement des boues.	2
II.1.4. : Interaction des microorganismes en culture mixte	2
II.2 : La nutrition :	
II.2.1 : Source d'énergie	3
II.2.2 : Source de carbone	3
II.2.3 : Source d'azote	4
II.2.4.: Soufre	4
II.2.5 : Phosphore	4
II.2.6 : Autres éléments minéraux	4
II.2.7 : Facteurs de croissance	4
II.2.8 : Métabolismes des décomposeurs	4
II.3 : Aération :	4
II.4 : Biodégradabilité	7
II.4.1. : Dégradation des matières organiques	7
II.4.2 : Dégradation des protéines et des acides aminés.	7
II.5 : La cinétique enzymatique	7
II.7 : La cinétique microbiologique.	8
Chapitre III : POLLUTION AZOTEE	
III.1 : Les différentes formes d'azote	9
III.2 : L'azote dans les eaux résiduaires	9
III.2.1. : L'azote dans les rejets domestiques	9
III.2.2 : L'azote dans les rejets industriels	10
III.2.3. : Les autres sources d'azote	11

III.3. : Nuisances de l'azote :	11
III.3.1. : Production d'eau potable	11
III.3.2. : Eutrophisation du milieu récepteur	12
III.4 : Devenir de la pollution azotée	13
III.4.1. : Le cycle de l'azote	13
III.4.2 : Panorama des procédés d'élimination de l'azote	16
III.4.2.1 - Procédés physicochimiques	16
III.4.2.2 - Procédés biologiques	17
III.4.2.2.1 - L'assimilation	17
III.4.2.2.2 - La nitrification	17
III.4.2.2.3.- La dénitrification	19
III.4.2.3.- Paramètre des réactions de dénitrification- nitrification	20
III.4.2.4 - Procédés de dénitrification - nitrification.	29
III.4.3 - Technologie d'élimination de l'azote par boues activées.	32
III.4.3.1 - Système à culture bactérienne fixée.	32
III.4.3.2.- Système à culture bactérienne en suspension.	34
III. 5 : NORMES	36
Chapitre IV : partie expérimentale :	
IV.1 : Introduction	37
IV.2 : Généralités sur le sang	37
IV.3 : Etude de laboratoire	40
IV.3.1. : Préparation de l'inoculum	40
IV.3.1.1 - Alimentation	41
IV.3.1.2 - Dispositif expérimental	41
IV.3.1.3 - Méthodes de dosage	42
IV.3.1.4 - Résultats et interprétations	42
IV.3.2 - Essais en continu	42
IV.3.2.1 - Alimentation	42
IV.3.2.2 - Dispositif expérimental	43
IV.3.2.3 - Méthodes de dosages	43
IV.3.2.4 - Influence de charge en nitrate	43
IV.3.2.4.1 - Résultats et interprétations	44
IV.3.2.5 - Couplage nitrification - dénitrification et phosphatation.	52

IV.3.2.6 Influence de la charge en nitrate sur le rendement de la dénitrification :	57
IV.3.3 Étude de la vitesse de dénitrification biologique	59
IV.3.3.1 Matériels et Méthodes	59
IV.3.3.2 Interprétations	65
IV.3.3.3. Calcul cinétique	65
Conclusion	74
Annexe	75
Bibliographie.	76

CHAPITRE I

INTRODUCTION

INTRODUCTION

L'azote est un élément présent dans tous les milieux .
Il décrit un cycle géochimique qui relie ses diverses formes.

Depuis plusieurs années ,on a constaté une croissance de la pollution azotée dans les eaux de surface .

Cette pollution se révèle être indésirable notamment pour la production d'eau alimentaire.

L'azote que l'on retrouve peut provenir des déversements urbains ou industriels, du lessivage enrichis en engrais azotés ,mais aussi des rejets des eaux d'abattoirs.

Afin de préserver notre environnement du danger causé par l'accroissement des composés azotés ,il est nécessaire d'envisager des traitements spécifiques entre autre la nitrification et la dénitrification .

Dans ce cadre nous nous proposons d'optimiser le procédé de nitrification -dénitrification à partir d'une eau synthétique de composition similaire à une eau d'abattoir traitée par l'ultrafiltration

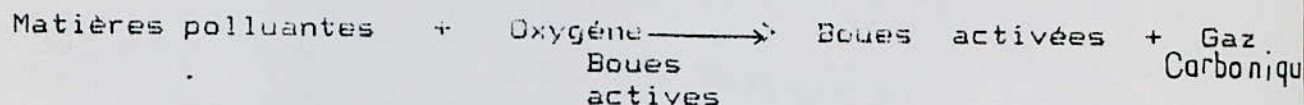
CHAPITRE II

GENERALITES SUR LA MICROBIOLOGIE

II-GENERALITES SUR LA MICROBIOLOGIE des eaux

L'épuration biologique englobe les différents processus qui nous conduisent à l'élimination ou à la diminution de la pollution grâce à l'intervention des microorganismes.

Schématiquement, la réaction la plus utilisée dans ce cas est:



II.1-LES BOUES :

Les cellules et les produits de transformations retirés de la phase liquide au cours de tout traitement d'eau, se trouvent rassemblés dans des suspensions, plus ou moins concentrées dénommées boues. [1]

II.1.1-LA COMPOSITION DE LA BOUE BIOLOGIQUE

Le floc biologique renferme un grand nombre de microorganismes bactéries, levures, champignons, protozoaires, rotifères, vers et larves d'insectes.

On peut y également trouver des algues lorsque les conditions d'éclairement sont propices. [2]

II.1.2-FLOCCULATION DES BOUES AVTIVEES

Les cellules bactériennes ont la propriété de se coller ensemble sous forme d'amas floconneux. [3]

II.1.3-GONFLEMENT DES BOUES OU (BULKING)

Les flocons prennent des dimensions anormalement élevées, une densité très faible et cessent de se sédimenter correctement dans le decanteur secondaire.

Il existe deux sortes de gonflements :

- Gonflement filamentaire, causé par un développement excessif d'organismes filamentaires.
- Gonflement zoogléal, causé surtout par un excès de rétention d'eau dans un floc. [3]

II.1.4-INTERACTIONS DES MICROORGANISMES EN CULTURE MIXTE

Les caractéristiques d'une culture mixte dépendent essentiellement des interactions entre les espèces qui la composent.

Ces espèces ont des modes de nutrition très divers, les vitesses de croissance très différentes entre elles et dépendent des conditions de milieu de culture (PH, température, ...), selon leur âge, ils ont des possibilités d'adaptation très différentes.

On cite un certain nombre de comportements -types observés en cultures mixtes.

-NEUTRALISME

Ce comportement est observé lorsque la présence d'autres espèces n'a aucun retentissement sur la croissance d'une espèce donnée. (ce type de comportement s'observe au cours des processus de nitrification .

-COMMENSALISME

Ce comportement est caractérisé par le fait que l'espèce 1 bénéficie de la présence des autres alors que les autres ne sont pas affectés par la présence de l'espèce 1. On observe ce type de comportement entre les espèces (nutrifiantes (Nitrobacter, Nitrosomonas)

-MUTUALISME

Ce comportement est caractérisé par le fait que chaque espèce bénéficie de la présence des autres.

-SYNERGISME

Ce comportement est caractérisé par le fait que chaque espèce profite de la présence des autres. Il s'agit ici d'interactions biochimiques et non nutritionnelles

-COMPETITION

Ce comportement est celui de deux espèces utilisant le même substrat et cherchant chacune de son côté à envahir toute la culture. [4]

II.2 -LA NUTRITION:

Le développement normal d'une communauté bactérienne requiert la présence d'azote, de phosphore et d'un certain nombre d'oligo-éléments et une source utilisable d'énergie pour permettre les synthèses cellulaires.

II.2.1 -SOURCE D'ENERGIE

Selon le type utilisé, on peut reconnaître deux catégories de bactéries:

- Les phototrophes: Qui puisent leur énergie dans le rayonnement lumineux.
- Les chimiotropes: Qui utilisent l'énergie de l'oxydation de produits chimiques organiques ou minéraux, on parlera ainsi de bactéries chimolithotrophes et chimiorganotrophes correspondant respectivement à l'oxydation d'un corps minéral et organique. [5]

II.2.2 -SOURCE DE CARBONE

Le carbone est l'élément constitutif essentiel de la cellule on distingue deux catégories de bactéries selon la source de carbone.

- Les autotrophes: Capables de se développer en milieu inorganique contenant le CO₂ comme seule source de carbone.
- Les hétérotrophes: Capables de se développer en milieu inorganique

la matière organique est à la fois la source de carbone et source d'énergie. [5]

II.2.3-SOURCE D'AZOTE

Pour synthétiser leurs protéines, qui représentent environ 10 % de leur poids sec, les microorganismes ont besoin de substances azotées. [5]

II.2.4-SOUFRE

Le soufre est présent dans certains acides aminés et dans les protéines sous forme de groupements Thiols (-SH). Il est incorporé sous forme de sulfate ou de composés soufrés organiques [5]

II.2.6-PHOSPHORE:

Le phosphore fait partie des acides nucléiques, il est incorporé dans la cellule sous forme de phosphate inorganique. [5]

II.2.6-AUTRES ELEMENTS MINERAUX

Une grande partie de sels minéraux est apportée aux microorganismes par les diverses matières premières, mais il peut être nécessaire d'en ajouter afin de fournir aux cellules leurs constituants inorganiques (K, Mg, Na, Fe, Cu, Mn, Mb) [6]

II.2.7-FACTEURS DE CROISSANCE

Le besoin de facteur de croissance est dû à la perte du pouvoir d'en réaliser la synthèse. Ces facteurs de croissance comprennent tous (des acides aminés, vitamines, bases puriques, ou pyrimidiques, des acides nucléiques.) [7]

II.2.8-METABOLISMES DES DECOMPOSITEURS

La nutrition des micro-organismes peut se décomposer en cinq phases : (voir fig II.1)

- 1-Transport des aliments depuis le liquide jusqu'à la surface de la bactérie.
- 2-Adsorption des aliments sur la membrane cellulaire.
- 3-Prédigestion par des exoenzymes de surface pour réduire les dimensions des molécules.
- 4-Perméation ou franchissement de la membrane cellulaire
- 5-Métabolisation avec ses deux aspects : anabolismes, catabolismes [3]

II.3:AERATION

Pour favoriser les réactions aérobies, il faut que le milieu contienne une concentration suffisante en oxygène dissous.

L'aération est destinée à assurer l'homogénéisation du mélange eau à épurer-flocons de boues activées et à favoriser la diffusion de l'oxygène dissous dans toute la masse d'eau. L'oxygénation est assurée par des dispositifs d'aération.

Dans l'étape d'aération il se produit :

- 1-Une adsorption rapide et une floculation des matières colloïdales en suspension et des matières organiques solubles par boues activées.

2-Une oxydation progressive et la synthèse des matières organiques adsorbées et des matières organiques extraites en continu de la solution .

3-Une aération supplémentaire conduisant à l'oxydation et à la dispersion des particules des boues.

[8]

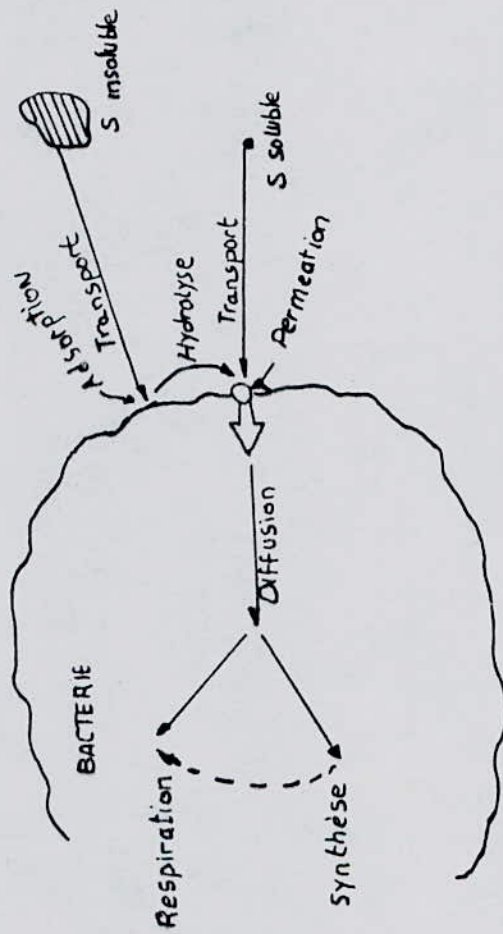


Fig. I-1

Schéma de principe de la nutrition bactérienne
(d'après MORRIS et STUMM)

«L'épuration biologique des eaux résiduaires» F. EDELINE, (1979)

II.4-BIODEGRADABILITE

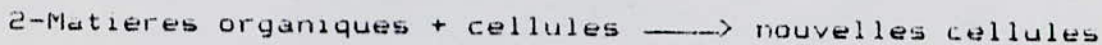
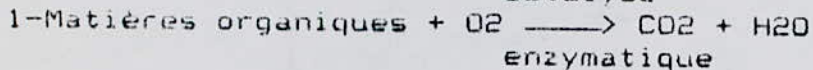
La biodegradabilité d'une substance exprime son aptitude à être décomposée par les microorganismes décomposeurs. La plupart des substances d'origine naturelle sont facilement et rapidement biodegradées. Leur présence dans les eaux usées se traduit donc par une consommation rapide d'oxygène.

II.4.1-DEGRADATION DES MATIERES ORGANIQUES [9]

La dégradation des matières organique est assurée par le groupe des bactéries heterothrophes en milieu aérobie

L'utilisation de la matière organique au cours de la croissance se fait selon deux groupes de processus

catalyse



Lors de la dégradation de glucose par exemple ,on a respectivement :



Si la source d'azote est l' NH_3



II.4.2 DEGRADATION DES PROTEINES ET DES ACIDES AMINES

Les protéines sont des composés de poids moléculaire élevé comprenant des acides aminés de vingt types différents enchainés les uns aux autres par liaisons peptidiques. La dégradation de la molécule protéique implique la destruction de cet arrangement par des enzymes de digestion .

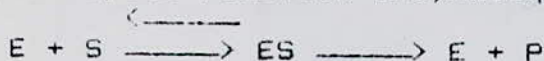
La dégradation des acides aminés est effectuée par une grande variété de microorganismes .

Les métabolites obtenus sont souvent des amines volatiles responsables de l'odeur spécifique et nauséabonde des putréfactions . [5]

II.5-LA CINETIQUE ENZYMATIQUE

La plupart des processus de réduction de la pollution par les microorganismes fassent appel à des actions enzymatiques.

La principale réaction enzymatique est :



E:Une enzyme

S:Substrat

P:Produit

ES: Un complexe enzymatique

L'exploitation de ce schéma réactionnel conduit à la loi de MICHAELIS-MENTEN.

L'équation de MICHAELIS-MENTEN s'écrit comme suit

$$V = V_m \cdot S / (K_m + S)$$

V: Vitesse de la réaction
 V_m: Vitesse de réaction à saturation
 K_m: Constante de MICHAELIS
 S : Substrat [4]

II.7-LA CINÉTIQUE MICROBIOLOGIQUE

Dans un système en discontinu, l'évolution relative du substrat et du nombre de cellules est généralement représenté par le schéma classique illustré sur la fig II.2.

Dans la phase exponentielle la vitesse d'élimination du substrat est maximale.

Pendant cette phase, la croissance bactérienne et la vitesse de dégradation du substrat sont représentées par les équations suivantes.

$$dx/dt = (U - b)X$$

$$dS/dt = -U \cdot X/Y$$

U : Définit le taux de croissance des microorganismes dont la valeur dépend des conditions physico-chimiques et en particulier de la concentration des divers substrats requis suivant l'expression de Monod

$$U = \hat{U} S / (K_m + S)$$

b: vitesse spécifique de mortalité (1/jour)
 U: Vitesse spécifique de croissance (1/jour)
 \hat{U} : Vitesse maximale de croissance (1/jour)
 Y: Le rendement cellulaire
 X: Concentration de biomasse (mg/l)
 S: Concentration en substrat à éliminer (mg/l)

Les substrats peuvent être respectivement les nitrates, l'ammoniaque, le carbone, l'oxygène, les phosphates...etc
 K_m: Concentration de S quand U = $\hat{U}/2$ [10]

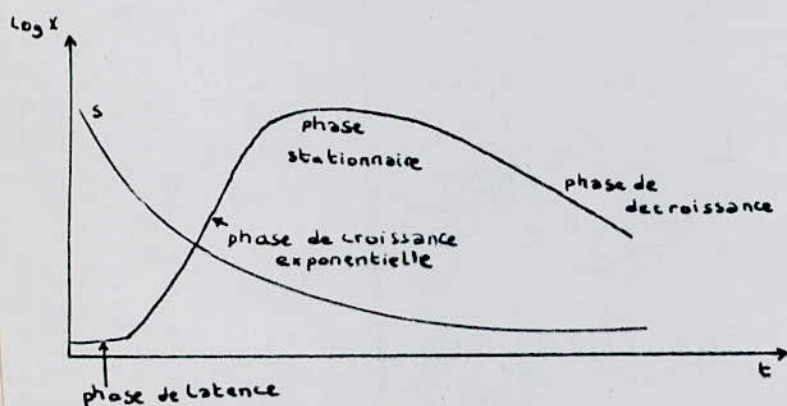


Fig. 1-2

"Le problème de l'azote dans les eaux" G. MARTIN (1979)

CHAPITRE III

POLLUTION AZOTE

III-POLLUTION AZOTEE

III.1-LES DIFFERENTES FORMES D'AZOTES

L'azote est dans l'air, le sol et l'eau sous diverses combinaisons (formes organiques et minérales) susceptibles de se transformer par des réactions biologiques.

L'azote minérale est principalement sous forme d'azote moléculaire dissous (N_2), d'ions ammonium NH_4^+ , d'ions nitrites NO_2^- et d'ions nitrates NO_3^- .

N_2 forme stable dans l'air, NH_4^+ et NO_3^- forme stable dans les milieux aqueux, NO_2^- peu stable)

-L'azote organique est présent sous forme combinée dans les composés de type aminé.

Il existe mais généralement à l'état instable d'autres formes plus ou moins oxydées de l'azote qui jouent le rôle d'intermédiaire dans les réactions chimio-biologiques.

Citons par exemple NO (monoxyde d'azote), NOH (nitroxyde), NH_2OH (hydroxylamine) [1] [2] [3] [4]

III.2-L'AZOTE DANS LES EAUX RESIDUAIRES

III.2-1-L'AZOTE DANS LES REJETS DOMESTIQUES

L'azote présent dans les eaux résiduaires d'origine urbaine se trouve essentiellement sous ces principales formes originelles: l'azote organique (dans l'urée, la créatine, protéine, sucre aminé et dans l'acide urique) et l'azote ammoniacal.

Il résulte de l'activité humaine.

Sa source principale se trouvant être l'urine ses principaux constituants (urée, acide urique, créatine; azote ammoniacal, sucre, cétones). [1], [4]

III.2.2-L'AZOTE DANS LES REJETS INDUSTRIELS

Les rejets industriels présentent des teneurs en azote très variables telles qu'on peut l'observer dans le tableau I. Ce tableau donne une idée de l'importance de l'azote dans certains rejets des industries agricoles et alimentaires. [11]

Tableau I: Teneur en substances nutritives des eaux résiduaires industrielles. [11], [14]

Provenance des eaux résiduaires industrielles	DRD 5 mg/l	N mg/l	P mg/l	Forme d'azote
Eaux de lavage de sucreries	1.180- 4.630	21-70	2,6- 13	N-organique [14]
Eaux de lavage de litières	200- 6000	30	0,9- 1,3	N-organique [14]
Eaux de lavage d'abattoirs	838	145	8,2	N-organique [14] N-NH ₄ ⁺
Fabrication de pâtes à papier [11]	200- 1000	5-20	-	N-organique [10]
Cokerie [11]	1500- 3000	500- 3500	-	N-NH ₄ ⁺ [14]
Fabrication d'engrais [11]	<100	1500- 5000	<0,10	N-nitrique N-NH ₄ ⁺ N-NO ₃ [11][14]
Eaux de lavage de brasseries	611	156,4	20,2	N-organique [14]

II.2.3-LES AUTRES SOURCES D'AZOTE :

L'azote que l'on retrouve dans les eaux de surface peut provenir des déversements urbains ou industriels ,mais aussi des lessivages des sols enrichis en engrais azotés. [1]

III.3-NUISANCE DE L'AZOTE :

L'azote provenant des eaux usées de ruissellement constitue une nuisance certaine pour le milieu récepteur et également une gêne pour la potabilisation des eaux de surface ou nappe.

III.3.1-PRODUCTION D'EAU POTABLE :

Dans le cas où l'eau du milieu récepteur est utilisée pour produire de l'eau potable ,la teneur en azote est un handicap certain .

a-Azote ammoniacal:

La présence d'ammoniaque dans les eaux distribuées peut entraîner le développement de certains germes donnant des goûts désagréables .

Elle présente aussi l'inconvénient de nécessiter une augmentation de quantité de chlore nécessaire à la stérilisation . La stérilisation des eaux potables nécessite environ 8 à 10 mg de chlore par mg d'ammoniaque. [4]

b-Azote nitrique:

La présence des nitrates dans l'eau de consommation présente en effet des graves dangers pour l'homme ,particulièrement pour les nourrissons qui peuvent souffrir de la méthémoglobinémie ,mais aussi pour les adultes qui peuvent être atteints de cancer de l'appareil digestif dû à la formation de nitrosamines.)
-Méthémoglobinémie

Les nitrates sont relativement peu toxiques ,étant facilement adsorbés et excrétés par l'organisme .La microflore intestinale dans certaines conditions ,reduit les nitrates en nitrites ,ces derniers induisant la transformation de l'hémoglobine en méthémoglobine .

La méthémoglobine est une hémoglobine dont le fer ,oxydé de l'état ferreux à l'état ferrique , a perdu sa propriété de fixer l'oxygène dans le sang.



La méthémoglobine ainsi formée est incapable de se combiner à l'oxygène ,ce qui résulte en une asphyxie progressive de l'organisme. [10],[14]

-Nitrosamines:

Ces nitrates peuvent donner lieu à la formation de nitrosamines ,ceci risque de se produire chez des personnes qui ont une faible acidité gastrique ,ce qui entraîne la prolifération de la flore gastrointestinale qui réduit les nitrates en nitrites .Ces derniers se combinent aux amines

secondaires apportées par la nourriture formant ainsi des nitroamines.

Les nitroamines sont reconnus pour avoir des effets cancérogènes [18]

III.3.2 - EUTROPHISATION DE MILIEU RECEPTEUR

L'évolution des masses d'eau est décrite par le schéma suivant: oligotrophie - eutrophie.

L'oligotrophie caractérisant les bassins installés sur des roches primaires, les eaux présentent une faible minéralisation et le phytoplancton est représenté par peu d'individus mais beaucoup d'espèces.

L'eutrophie caractérisant les bassins installés sur des sols fertiles, les eaux sont très minéralisées le phytoplancton est représenté par beaucoup d'individus mais peu d'espèces.

La production photosynthétique est très importante.

L'eutrophisation est un phénomène naturel, un processus obligé, un état vers lequel évolue toutes les masses d'eau.

L'évolution des masses d'eau demande un temps qu'on peut estimer en milliers d'années.

L'eutrophisation aujourd'hui se définit par rapport à la charge des éléments nutritifs constitués essentiellement de phosphore et d'azote.

On parle ainsi d'eutrophisation accélérée par rapport à l'eutrophisation lente qui serait naturelle.

La définition suivante de l'eutrophisation a été proposée par le groupe de la recherche sur l'aménagement de l'eau créée par l'O.C.D.E

"L'eutrophisation est un enrichissement des eaux en substances nutritives qui aboutit généralement à des modifications symptomatiques telles que production accrue d'algues et d'autres plantes aquatiques, dégradation de la pêche, détérioration de la qualité de l'eau, ainsi que de tous les usages qui en sont faits en général"

Il est admis qu'un lac est trophiquement en danger, si l'eau dépasse les teneurs de 0,01 ppm pour les combinaisons inorganiques de phosphore, ou si les apports de ces combinaisons s'élevaient à 0,2 - 0,5 grammes/P/m²/an et 5 à 10 grammes/N/m²/an.

[16], [17]

III.4 DEVENIR DE LA POLLUTION AZOTÉE

Le devenir de la pollution azotée a lieu à la fois dans les milieux récepteurs, cours d'eau, plans d'eau ainsi que dans les stations d'épurations

III.4.1 LE CYCLE D'AZOTE

La transformation de l'azote dans l'environnement est un mécanisme très complexe qui fait surtout intervenir des réactions biologiques.

Les relations entre les différents composés azotés et les transformations qu'ils subissent composent le "Cycle de l'azote" représenté sur la figure III.1.

Les principales transformations que l'on y trouve sont:

fixation de l'azote, assimilation, nitrification, ammonification et dénitrification. [12]

- Fixation de l'azote

Elle correspond à l'aptitude que possède certains organismes à fixer l'azote atmosphérique, l'azote est alors réduit en une forme azotée assimilable (l'ammoniaque)

$\text{N}_2 \rightarrow (\text{NH}_3) \rightarrow \text{Cellules}$ [10]

- Assimilation

C'est la transformation de matières azotées minérales ou organiques inertes en matières vivantes.

Les étapes de ce processus sont:

Matières azotées $\rightarrow \text{NH}_3 \rightarrow \text{R}-\underset{\text{COOH}}{\overset{\text{NH}_2}{\text{C}}} \rightarrow \text{protéines cellulaires}$ [10]

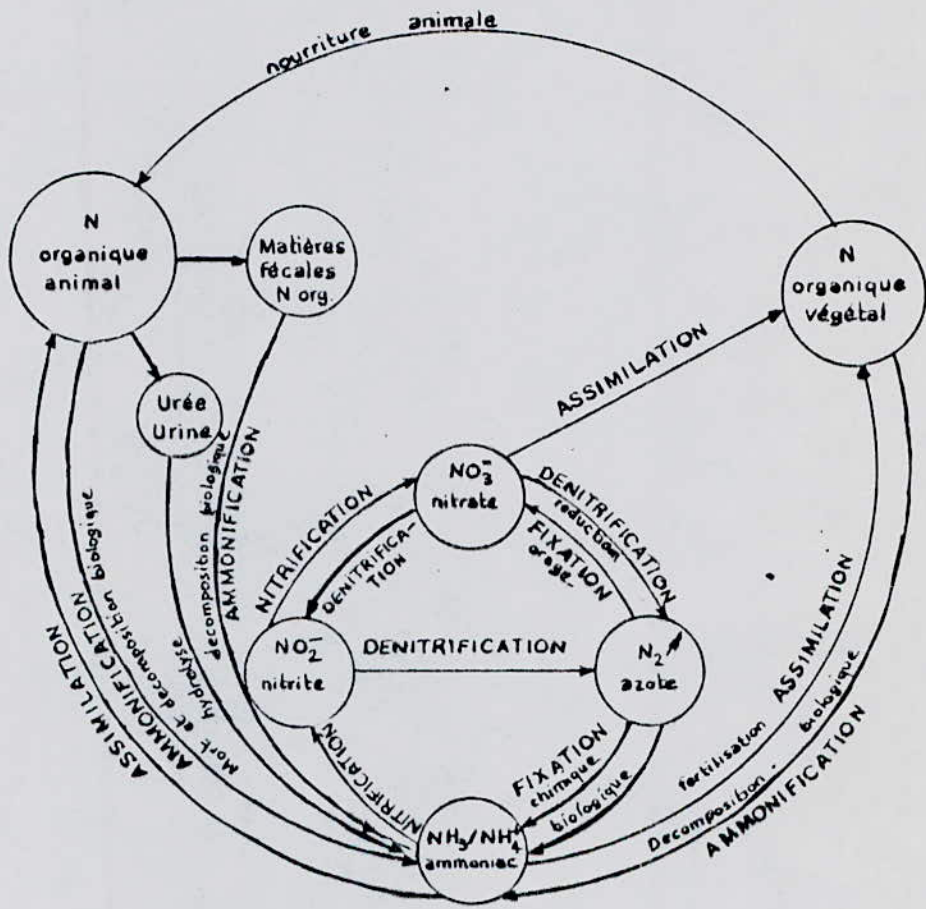


Fig .III.1-Le cycle de l'azote
 "Le problème de l'azote dans les eaux "G.Martin(1979)

-Ammonification

Le processus d'ammonification fait passer l'azote de la forme organique à la forme amoniacale.

L'azote ammoniacal est le resultat de l'hydrolyse enzymatique de l'azote organique, on peut schematiser la réaction enzymatique comme suit:



Comme pour toute réaction enzymatique, la vitesse d'ammonification sera fonction de :

- La concentration d'azote organique
- La concentration en NH_4^+
- La concentration en enzymes
- La température

L'ammonification porte sur des substances azotées de structures tres diverses : des corps proteiques, des sucres aminés, des acides nucleiques, des bases puriques, des amides, des amines, de l'acide urique et de l'urée .

Les réactions biochimiques liberant de l' NH_3 sont tres nombreuses les principales sont indiquées à la figure III.2

[11]; [14]; [19]; [20]

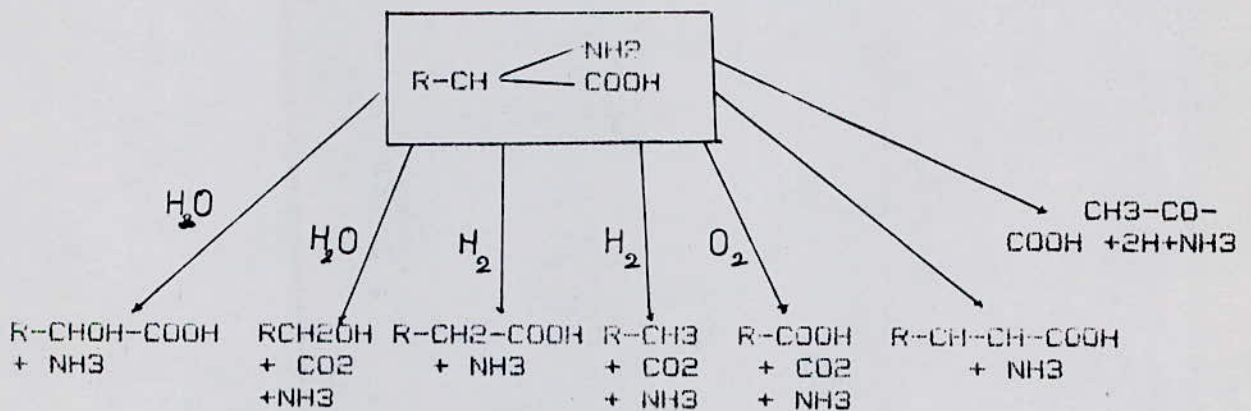


FIG III.2 [13]

-La nitrification

Processus de transformation permettant l'oxydation biologique de l'ammoniaque en nitrates.

-La dénitrification

Processus de transformation permettant la réduction biologique des nitrates en azote gazeux.

III.4.2-PANORAMA DES PROCÉDES D'ÉLIMINATION DE L'AZOTE :

Il y a possibilité d'éliminer l'azote soit par une voie physico-chimique, soit par voie biologique.

III.4.2.1-PROCÉDES PHYSICO-CHIMIQUES:

Les principaux procédés physico-chimiques, utilisés en particulier pour l'élimination de l'ammoniaque sont : La chloration au point critique le stripping et les résines échangeuses d'ions, par contre l'électrodialyse l'osmose inverse se sont deux procédés concentrateurs qui permet de retirer les ions nitrates conjointement à d'autres ions. [2][4]

A-Le stripping:

Le principe consiste à porter l'eau traitée à PH voisin de 11 par addition de chaux de façon à faire passer l'ammoniaque à l'état gazeux selon la réaction d'équilibre



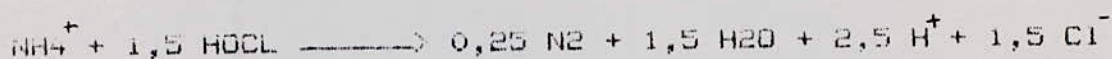
B-Élimination de l'azote par échanges d'ions

Ce procédé s'applique aussi bien aux nitrates qu'à l'ammoniaque il s'agit en effet d'échanger les ions NH_4^+ et NO_3^- sur des résines cationiques et anioniques respectivement.

On peut utiliser des résines échangeuses d'ions synthétiques standards ou des zéolites d'origine naturelle, telle que la clinoptilolite (une résine naturelle à forte sélectivité pour l'ion NH_4^+) [2]

C-La chloration au point critique

La réaction de l'ion ammonium et l'ion hypochlorite peut aboutir si la quantité de chlore est suffisante à l'azote gazeux.



Le traitement par chloration au point critique évite le maintien dans l'eau de composés intermédiaires tels que mono-di et trichloramines.

[14]

III.4.2.2-PROCÉDES BIOLOGIQUES:

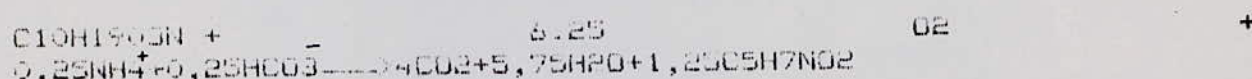
L'élimination biologique de l'azote s'opère selon trois mécanismes.

- L'assimilation
- La nitrification
- La dénitrification

III.4.2.2.1-L'ASSIMILATION :

Lorsque des eaux contenant de la pollution carbonée sont traitées par voie biologique, il y a production de cellules bactériennes c'est le mécanisme de la synthèse bactérienne.

On peut mettre en équation l'élimination biologique de la DBO5 comme suit:



$\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$: Formule de la bactérie

$\text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N}$: Formule approchée de la matière organique contenue dans les eaux résiduaires urbaines.

L'assimilation peut jouer un rôle important dans l'élimination de l'azote.

[9]

III.4.2.2.2-LA NITRIFICATION :

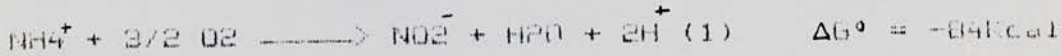
La nitrification est la conversion de l'azote ammoniacal en azote nitrique. Pour que cette nitrification puisse se faire, il faudra donc que l'azote organique contenu dans les eaux résiduaires soit transformé en azote ammoniacal: c'est l'ammunification

La nitrification est un processus qui fait intervenir des microorganismes bactériens autotrophes tirant entièrement leur énergie d'une réaction d'oxydation. Cette énergie leur permettant de réduire le gaz carbonique et incorporer le carbone dans leur métabolisme.

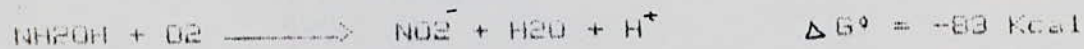
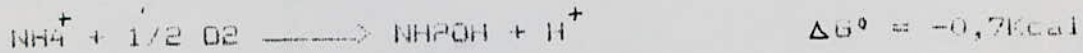
La réaction de nitrification se divise en deux étapes qui mettent en jeu deux types de souches bactériennes [4], [9]

-La nitrification [14]

L'ammoniaque est oxydé en nitrates par les "nitrosomonas"
La réaction d'oxydation est la suivante:



Cette réaction ayant lieu en deux étapes



La formation de cellules bactériennes est régie par la réaction suivante :

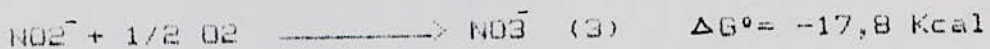


La combinaison des équations (1) et (2) permet d'écrire l'équation générale



-La nitrification [14]

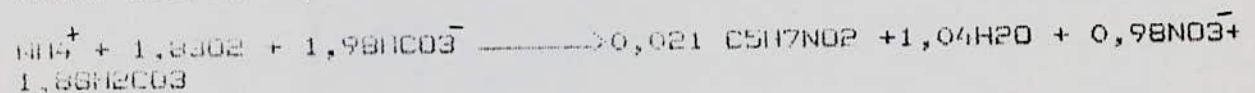
Les nitrobactéries oxydent les nitrates suivant le mécanisme réactionnel:



La combinaison des équations (3) et (2) permet d'écrire l'équation générale de la nitrification.



Globalement, le passage de l'azote de la forme ammoniacale à la forme nitrique peut s'écrire :



Il existe quelques hétérotrophes comme *Aspergillus flavus* qui oxydent l'ammoniaque non seulement en nitrites mais aussi en nitrates.

III.4.2.2.3-LA DENITRIFICATION :

Les processus biologiques de dénitrification mettent en jeu des réactions d'oxydo-réduction : oxydation d'un substrat minéral ou organique, réduction des nitrates en azote gazeux. Il existe divers types de réductions des nitrates par les bactéries.

-L'assimilation :

Le nitrate est utilisé par la cellule pour la biosynthèse des protéines. [22]

-La dénitrification en sens strict :

Les bactéries dénitrifiantes sont anaérobies facultatives c'est à dire qu'elles peuvent croître aussi bien en présence qu'en l'absence d'oxygène.

Ces espèces dénitrifiantes ont la propriété d'utiliser en cas de carence du milieu en oxygène, l'oxygène combiné de certains composés chimiques, notamment des nitrates, les nitrates sont alors réduits en azote gazeux.

La réaction de dénitrification est multienzymatique et les étapes intermédiaires sont les suivantes :



Chacune des étapes est catalysée par une enzyme spécifique de structure particulière : la nitrate réductase et la nitrite réductase.

Le schéma réactionnel proposé (ECHFLBERG et LEHNERT) (1963) est donné à la figure III.3 [21] [22]

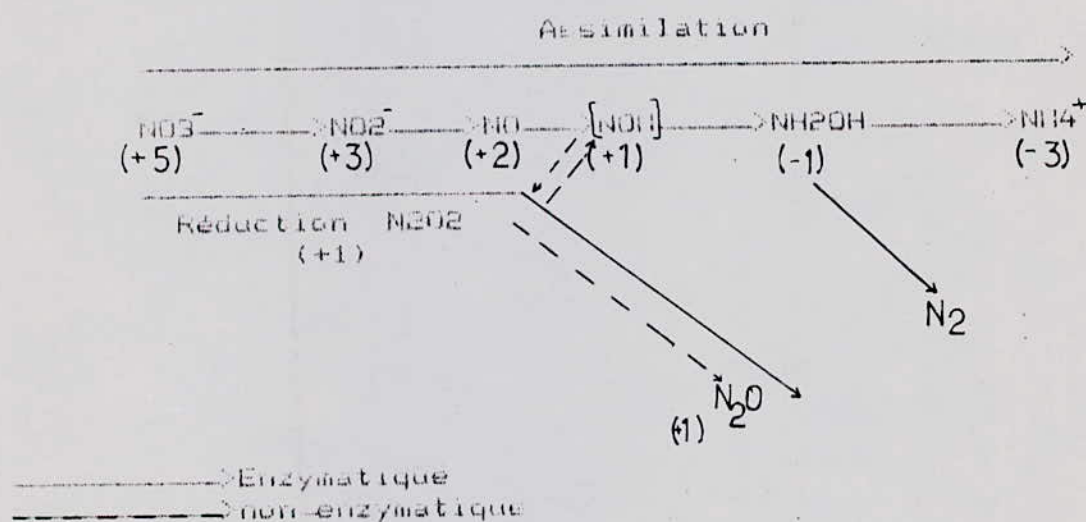


FIG III.3 [44]

Les bactéries dénitrifiantes sont chimiolithotropes puisqu'elles tirent leur énergie d'une réaction chimique d'oxydation, on distingue cependant :

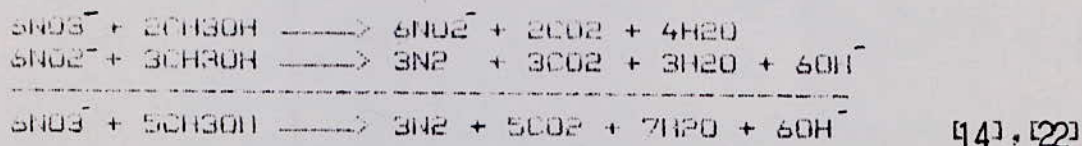
-La dénitrification chimolithotrophe :

Représentée par les bactéries du soufre (*thiobacillus dénitrificans*) ou de l'hydrogène (*hydrogénomax*). C'est une substance minérale qui est oxydée et qui constitue la source d'énergie [22]

-La dénitrification chimo-organotrophe :

Ces bactéries tirent leur énergie de l'oxydation d'une substance organique ; c'est le cas de *pseudomonas dénitrificans*, *pseudomonas aeruginosa*, *pseudomonas slutzeri* fréquemment rencontrés dans la biomasse mixte des réacteurs de dénitrification .

Au cas où la substance organique est du méthanol, la réaction d'oxydation s'écrit :



III.4.2.3-PARAMETRES DES REACTIONS DE DENITRIFICATION ET NITRIFICATION

A-LA DENITRIFICATION :

A1-CONCENTRATION EN OXYGENE DISSOUS:

L'oxygène est un inhibiteur de la dénitrification, l'inhibition due à l'oxygène dissous faisant intervenir deux mécanismes.

-Compétition avec les nitrates en tant que donneurs d'électrons.
-Inhibition de la synthèse d'enzymes catalysant la dénitrification (nitrate et nitrite réductase) [8]

A.2-PH

La concentration en ions hydrogène modifie le taux de croissance des bactéries dénitrifiantes ainsi que la qualité des produits formés en fin de réaction .

Pour un PH supérieur à 7,3, le principal produit formé est l'azote gazeux, alors que pour un PH inférieur, la production d'oxyde nitreux (N₂O) augmente considérablement .

La figure III.4 D'après LE BLANC (1969) montre l'influence du PH sur la vitesse de réaction . [10] [18]

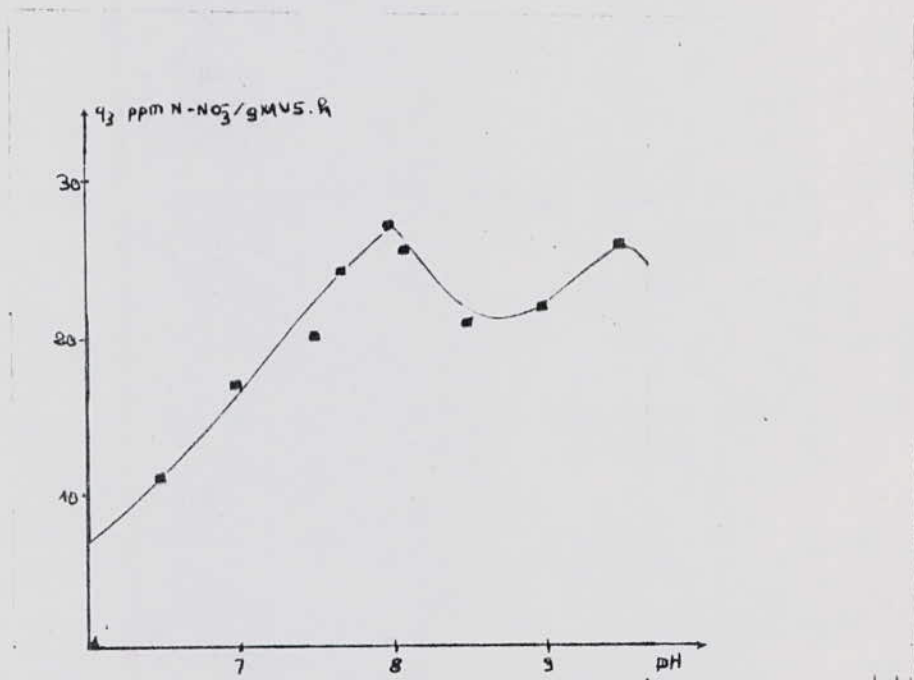


Fig. III-4 INFLUENCE DU PH SUR LA VITESSE DE DÉNITRIFICATION
A 20°C

"Le problème de l'azote dans les eaux", G. MARTIN (1979)

A.3-TEMPERATURE

La dénitrification est l'oeuvre d'un grand nombre d'espèces bactériennes, dont les conditions optimales de température sont très variables, aussi la gamme des températures où s'effectue la dénitrification est très étendue.

Il y a cessation de dénitrification du phénomène à 3°C et à 85°C

La figure III.5 montre que les vitesses de dénitrification croît avec la température.

Pour des températures de 10 °C à 12,5°C, il indique une vitesse exprimée en (KgN NO₃) / KgMVS / J éliminés variant de 0,05 à 0,2 alors que pour une température de 20 °C à 22,5°C, la vitesse de dénitrification atteint 0,32 à 0,6. [10] [13]

A.6-CONCENTRATION DES ORGANISMES DENITRIFIANTS

L'élimination des nitrates est proportionnelle à la concentration des bactéries dans le réacteur. Pour des âges de boues trop élevées, le rendement de la dénitrification décroît par contre une biomasse jeune, permet une cinétique d'élimination des nitrates plus rapide. [14] [12]

A.6-INFLUENCE DES SUBSTRATS :

Elle se résume selon une expression de MICHEALIS relative à chaque substrat. La cinétique globale peut être représentée par un produit de ces fonctions, l'une relative au carbone, la deuxième à l'azote et la troisième au phosphore (les ions PO₄⁻³ interviennent dans la transformation ATP-ADP)

$$V = V_{max} \cdot (N-NO_3) / (K N-NO_3 + N-NO_3) \cdot (C) / (Kc + (C)) \cdot (P) / (Kp + (P))$$

V: Vitesse spécifique de croissance [2] [14]

V_{max}: Vitesse maximale de croissance

A.7-INFLUENCE DE LA CHARGE VOLUMIQUE APPLIQUEE

La figure III.6 montre la nécessité d'une charge inférieure à 5 KgN-NO₃/m³lit/jour pour obtenir un rendement de 100 %

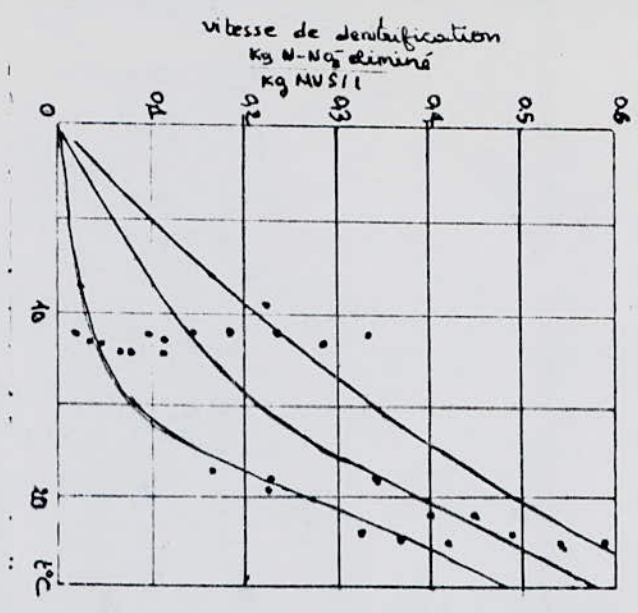
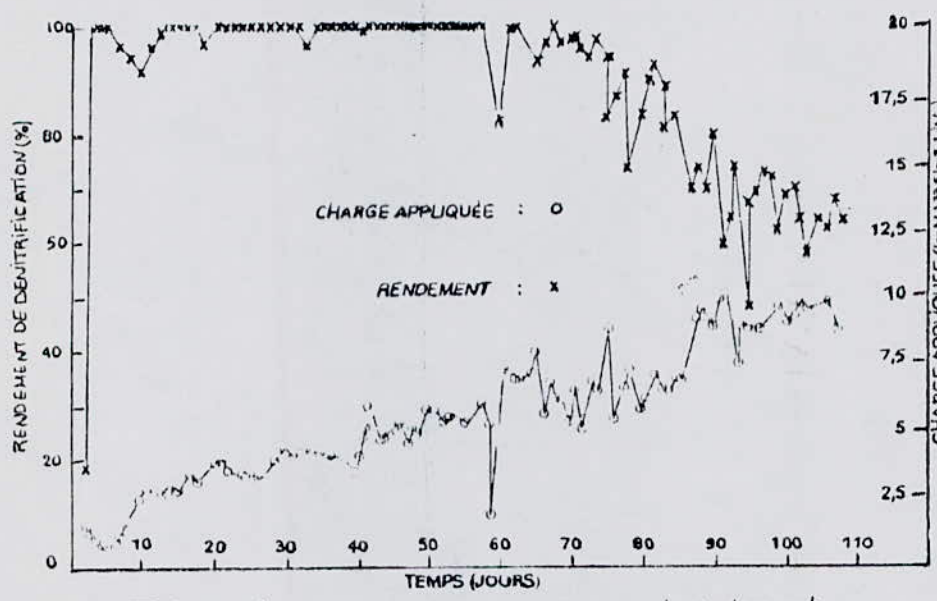


Fig. III-5 INFLUENCE DE LA TEMPERATURE SUR LA VITESSE DE DÉNITRIFICATION

"Contribution à l'étude de l'élimination biologique de l'azote contenu dans les eaux résiduaires" A. GAID (1974).



condition opératoire
 bactérie gram
 négatif, non spor
 - ethanol
 - 100-300 mg N₃/l
 [24]

Fig III-6 : incidence de la charge volumique sur le rendement de dénitrification
 "Dénitrification des eaux potables dans un réacteur biologique à élimination continue de la biomasse en excès" F. HANUS, C. BERNARD, (1983E3)

B-NITRIFICATION

B.1-CONCENTRATION EN OXYGENE DISSOUS:

La demande théorique en oxygène, basée sur les équations biochimiques de nitrification, a été estimée être de 4,57 g d'O₂ par g d'ammoniaque nitrifié [18]

La figure III.7, illustre l'influence de la concentration en oxygène dissous sur la nitrification.

B.2-PH ET TEMPERATURE:

Les microorganismes de la nitrification (Nitrobacter et Nitrosomonas), dont le taux de croissance est faible, très sensible à la température et influencé par le PH [23]

La figure III.8 et la figure III.9 illustrent l'influence de la température et le PH sur la nitrification et nitrosation respectivement.

B.3-ALCALINITE

La réaction de nitrification s'accompagne d'une diminution du TAC. En effet, les ions bicarbonates sont consommés de deux manières

-Pour la synthèse des bactéries nitrifiantes.

-Par neutralisation des protons produits pendant la nitrification
La nitrification consomme légèrement plus de 7,0 mg/l d'alcalinité par g d'ammoniaque. [10]

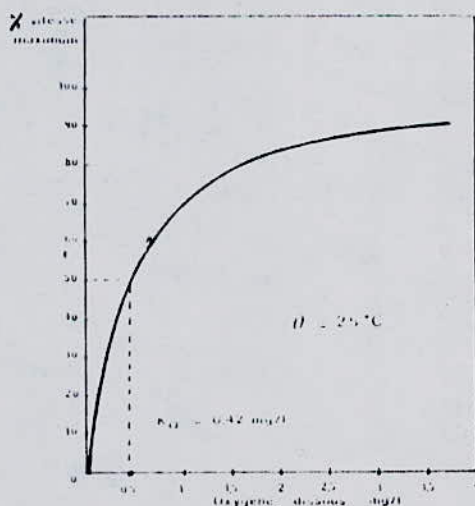


Fig III-7 INFLUENCE DE LA CONCENTRATION EN OXYGÈNE DISSOUS SUR LA NITRIFICATION

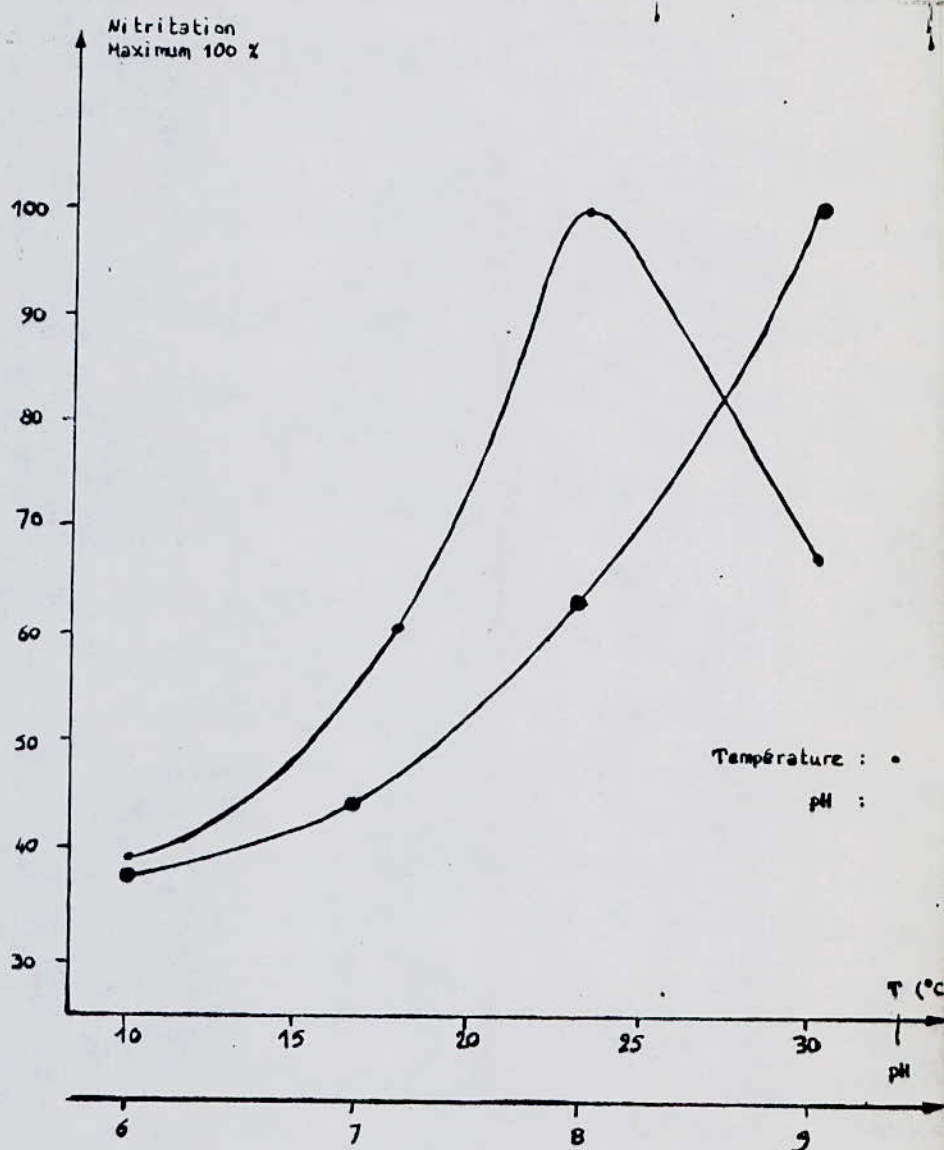


Fig III - 8 NITRITATION EN FONCTION DE LA TEMPERATURE ET DU PH

«CINETIQUE DES TRANSFORMATION MICROBIENNES
DE L AZOTE EN MILIEU AQUATIQUE»

DELEVAL, REMACLE (1974 -)

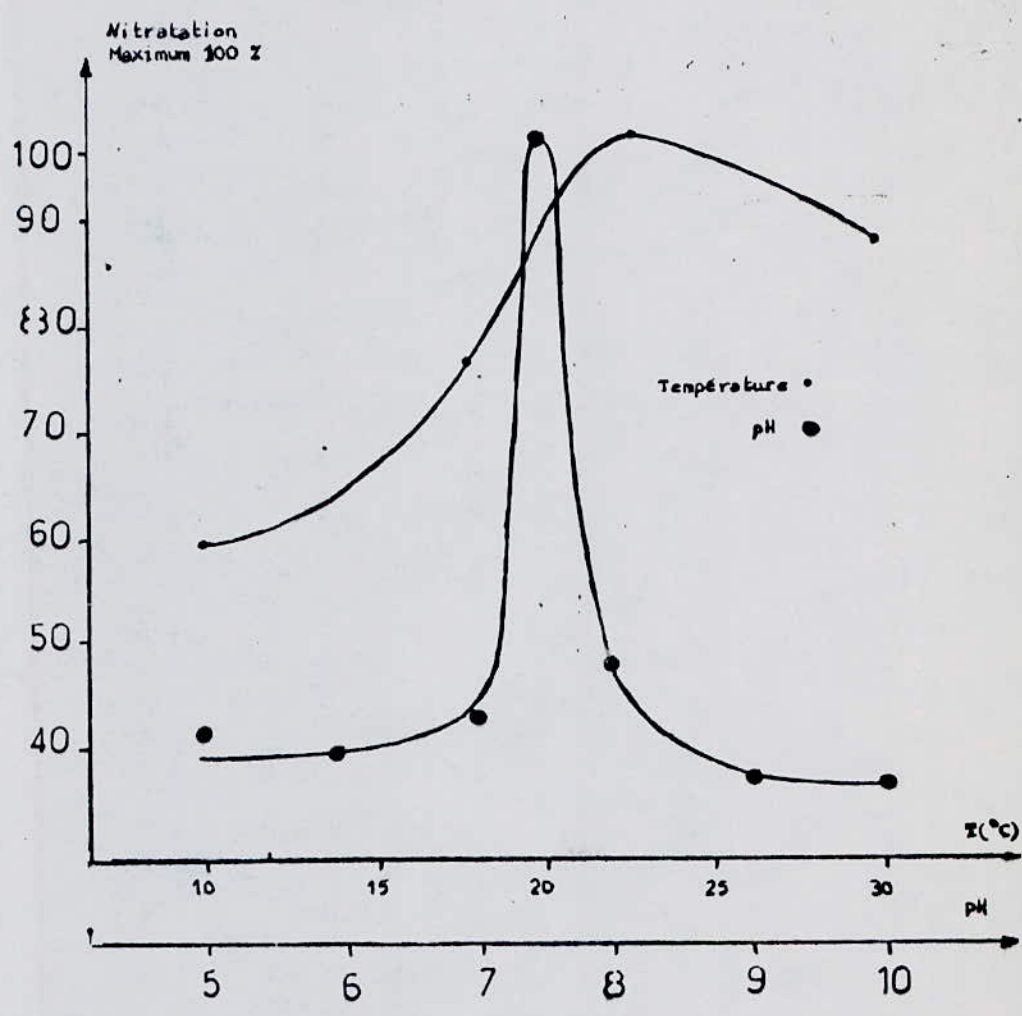


Fig III.9 NITRATATION EN FONCTION DE LA TEMPERATURE ET DU PH

B.4-AGE DES BOUES:

La figure III.10 D'après GAID (1974) illustre l'influence de l'âge de boue sur le rendement de la nitrification .

B.5-L'INFLUENCE DE LA CHARGE MASSIQUE:

La figure III.11 D'après GAID (1974) illustre l'influence de la charge massique sur le rendement de la nitrification .

B.6-INHIBITION DE LA NITRIFICATION:

Certains composés inhibent la réaction de nitrification , on peut classer ces produits en deux grandes catégories .

-Les toxiques apportés par des agents extérieurs à la réaction tels que les métaux lourds (Chrome ,zinc ,cadmium).

-Produit ou métabolisme eux mêmes (de trop fortes concentration en ions nitrite ou en ammoniac) [10]

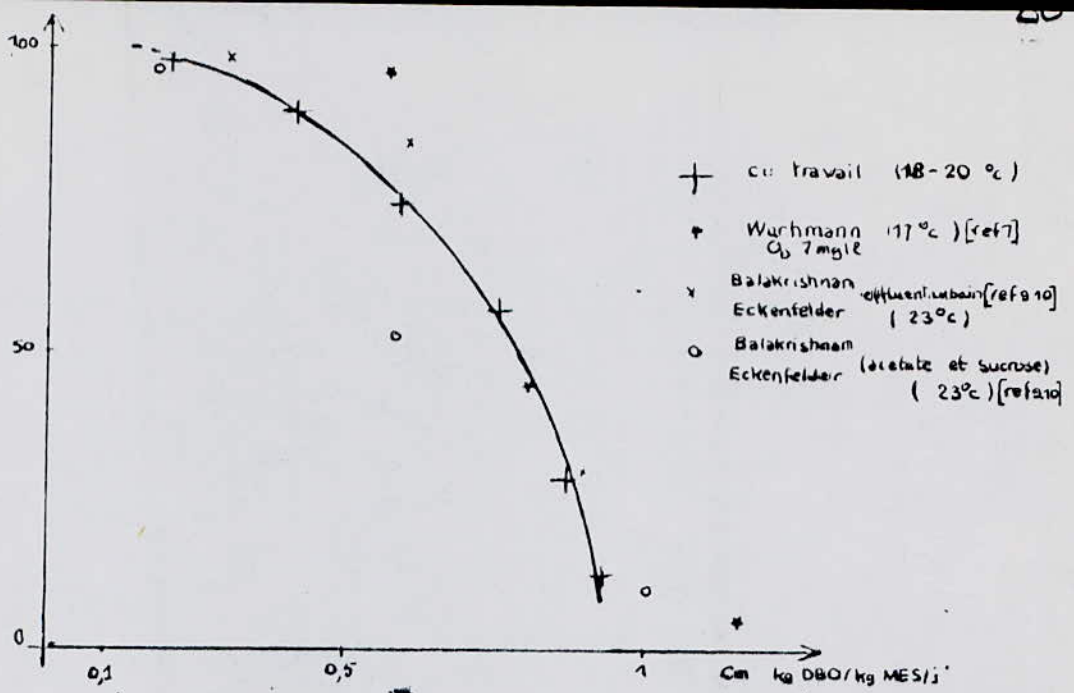


Fig III-10 VARIATION DE LA NITRIFICATION EN FONCTION DE L'AGE DES BOUES.

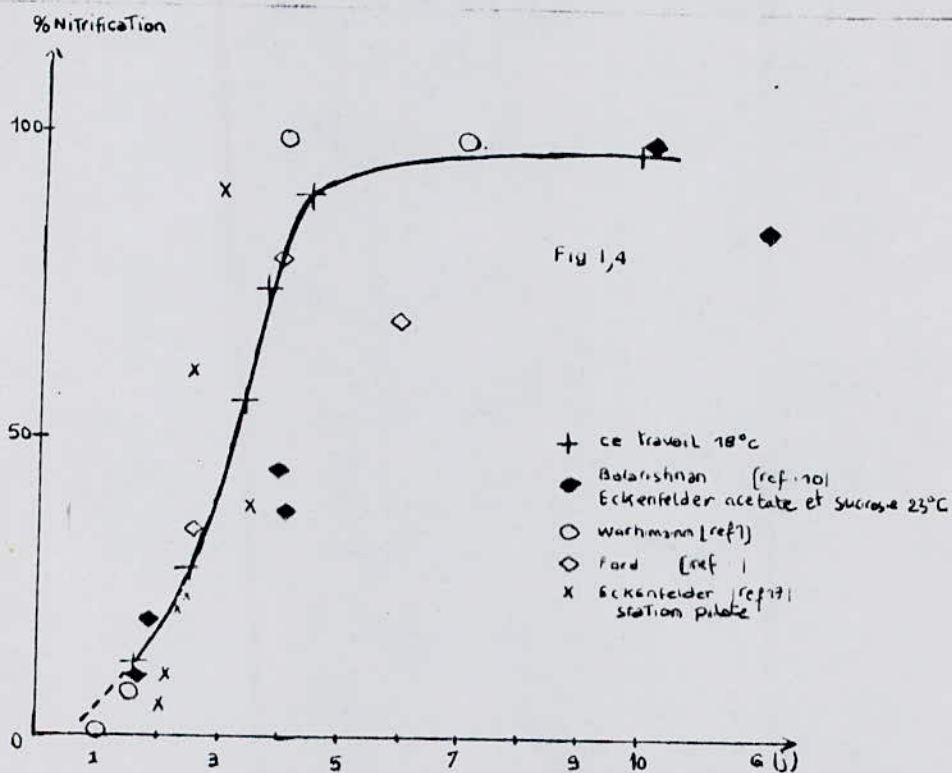


Fig. III-11 VARIATION DE LA NITRIFICATION EN FONCTION DE LA CHARGE MASSIQUE

" contribution à l'étude de l'élimination biologique de l'azote contenu dans les eaux résiduaires " A. GAID (1974).

conditions opératoires : - effluent à faible teneur en azote (5 100 mg/l).
 - temps de séjour de 8 heures
 - débit 13,5 l/j .

II.4.2.3-PROCEDES DE NITRIFICATION - DENITRIFICATION

Le principe de l'élimination de l'azote par voie biologique consiste :

- Dans une première étape ,à oxyder l'azote ammoniacal en azote nitrique en milieu aérobie .
- Dans une deuxième étape ,à réduire les nitrates formés en azote gazeux en milieu anoxique .

Le procédé réalisé en deux étapes est appelé nitrification-dénitrification :

Les germes dénitrifiants sont hétérotrophes et comme l'effluent des reacteurs nitrifiants contient peu ou pas de substrat énergétique ,ceci pose certains problèmes ;trois solutions sont possibles.

-Dénitrification exogène :usage d'un substrat externe qui peut être :

*-Un nouvel apport d'eau usée (dénitrification combinée)

*-Une addition d'un substrat soluble de synthèse

-Dénitrification endogène :Recours aux réserves cellulaires comme substrat interne .

[3] [10]

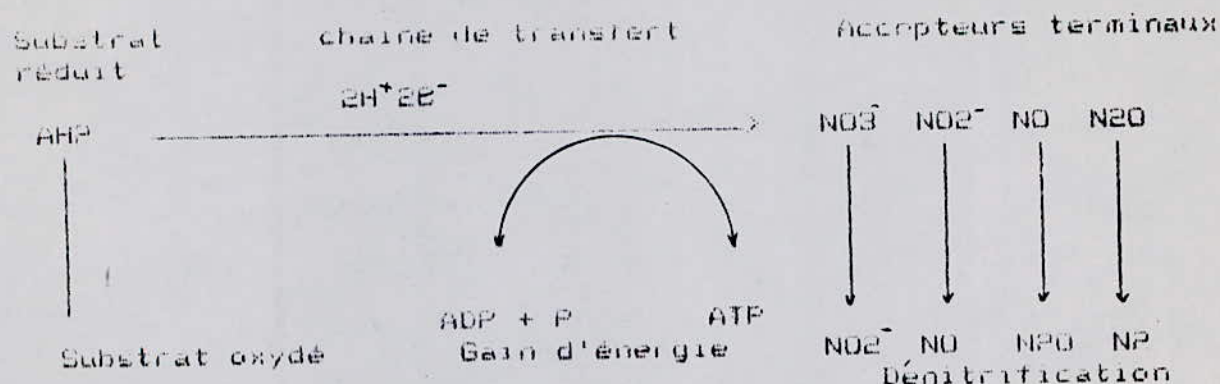
-DENITRIFICATION EXOGENE

Les microorganismes dénitrifiants ont la propriété en milieu anoxique d'utiliser l'oxygène des nitrates comme accepteur final d'électrons.

Les nitrates sont alors décomposés et l'azote gazeux se dégage dans l'atmosphère ,les électrons fournis par l'oxydation d'un substrat organique sont transférés le long d'une chaîne jusqu'à l'oxygène des nitrates qui constitue l'accepteur final.

L'énergie dégagée par l'oxydation du substrat carboné est récupéré par une chaîne de phosphorylation oxydative couplée à la chaîne du transfert des électrons,ceci peut être représenté schématiquement comme suit :

[22]



Les bactéries dénitrifiantes peuvent utiliser un grand nombre de substrat carbonés ; le substrat carboné doit posséder un haut niveau de réduction , être facilement biodegradable, ne pas être toxique ou dangereux .(Dans le cas d'une application à la dénitrification des eaux de consommation) ne pas conduire à la formation de composés intermédiaires hygiéniquement indésirable.

[21]

Les sources des matières organiques peuvent être diverses ; le méthanol ; le glucose , l'éthanol , les ions acetates , de la matière cellulosique etc.

Le choix du substrat carboné sera celui qui libérera la plus grande partie d'énergie par unité de matière organique oxydée.

MCCARTY (1972) donne la quantité d'énergie libérée lors du transfert des électrons des composés organiques vers O_2 , NO_3^-

Source d'énergie	Energie libérée (Kcal)	
	pour O_2	accepteur final NO_3^-
Eaux résiduelles domestiques	26,275	24,278
Méthanol	27,640	26,093
Ethanol	26,267	24,720

Ces résultats indiquent que la quantité d'énergie libérée est toujours plus grande dans le cas de l'oxygène que dans le cas des nitrates. Il en résulte que les électrons sont transférés en priorité sur l'oxygène et par conséquent la présence d'oxygène dissous inhibe la dénitrification.

En outre, le maximum d'énergie est libéré quand on utilise le méthanol ce qui explique le choix de nombreux chercheurs [11]

Les différents processus qui interviennent lors de la dénitrification pour différents substrats carbonés sont regroupés au tableau III.1

-DÉNITRIFICATION COMBINÉE:

Il s'agit d'une dénitrification basée sur un substrat exogène, mais celui-ci est le moins cher; l'eau d'égout.

Les vitesses sont sensiblement réduites et en outre le processus ne peut être qu'incomplet: l'eau d'égout apporte en même temps que le substrat carboné, de l'azote ammoniacal. [3]

-DÉNITRIFICATION ENDOGÈNE :

Cette méthode mène à une dénitrification totale de l'effluent sans aucun apport de substrat, mais à une vitesse réduite, un autre avantage de cette méthode est la réduction de biomasse [3]

Les différents processus qui interviennent
lors de la dénitrification

Tableau II.1

Source de carbone	La voie respiratoire	La voie synthétique	La voie endogène
Ethanol [12]	$12\text{NO}_3^- + 5\text{C}_2\text{H}_5\text{OH} \rightarrow 5\text{N}_2 + 10\text{CO}_2 + 9\text{H}_2\text{O} + 12\text{OH}^-$	$97\text{NO}_3^- + 50\text{C}_2\text{H}_5\text{OH} \rightarrow 50\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 75\text{CO}_2 + 84\text{H}_2\text{O} + 46\text{N}_2 + 97\text{OH}^-$	$50\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 23\text{NO}_3^- \rightarrow 25\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} + 23\text{OH}^- + 14\text{N}_2$
Méthanol [13]	$6\text{NO}_3^- + 5\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow 3\text{N}_2 + 5\text{CO}_2 + 7\text{H}_2\text{O} + 6\text{OH}^-$	$100\text{CH}_3\text{OH} + 97\text{NO}_3^- \rightarrow 50\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 75\text{CO}_2 + 134\text{H}_2\text{O} + 46\text{N}_2 + 97\text{OH}^-$	$50\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 23\text{NO}_3^- \rightarrow 25\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} + 14\text{N}_2 + 23\text{OH}^-$
Glucose [13]	$50\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 24\text{NO}_3^- \rightarrow 30\text{CO}_2 + 18\text{H}_2\text{O} + 12\text{N}_2 + 24\text{OH}^-$	$1170\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 508/5\text{NO}_3^- \rightarrow 100\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 202\text{CO}_2 + (1506/5) + (4/5)\text{N}_2 + (508/5)\text{OH}^-$	$100\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2 + 46\text{NO}_3^- \rightarrow 50\text{CO}_2 + 12\text{H}_2\text{O} + 28\text{ON}_2 + 46\text{OH}^-$
Acide acétique [12]	$5\text{CH}_3\text{COOH} + 8\text{NO}_3^- \rightarrow 4\text{N}_2 + 6\text{H}_2\text{O} + 8\text{OH}^- + 10\text{CO}_2$		

III.4.3-TECHNOLOGIE D'ELIMINATION BIOLOGIQUE DE L'AZOTE PAR BOUES ACTIVEES

Il existe deux grandes catégories de système biologique : système à culture bactérienne en suspension et système à culture bactérienne fixée .

III.4.3.1-SYSTEME A CULTURE BACTERIENNE FIXEE

Dans ce cas l'épuration des eaux est réalisée dans des filtres biologiques où la culture biologique est attachée sur un support fixe, et pour lesquels aucun recyclage des boues n'est nécessaire. Les lits bactériens, les filtres biologiques noyés constituent l'essentiel des techniques par bactéries fixées.

[18]

A.1-LES LITS BACTERIENS A RUISSELLEMENTS

C'est une technique ancienne, l'eau à épurer ruisselle sur un matériau de garnissage qui favorise la fixation des bactéries épuratrices .

Les lits bactériens travaillent à faible charge, ils peuvent éliminer l'ammoniaque par nitrification. [24]

A.2-LES FILTRES BIOLOGIQUES NOYES

La biofiltration aérobie descendante sur des matériaux de faible granulométrie ; permet d'obtenir simultanément une élimination ,tres poussée des matières en suspension et de la pollution dissoute.

On peut sélectionner des matériaux supports qui ,par leur constitution chimique favorisent ,l'accrochage des bactéries nitrifiantes (Biodamine ,biolite,biocarbone); la dénitrification peut être obtenue par une filtration anaérobie . [10]

III.4.3.2-SYSTEME A CULTURE BACTERIENNE EN SUSPENSION

Le procédé consiste en un réacteur biologique où les microorganismes flottent librement dans un liquide sous forme de petits amas appelés biofloés.

Le maintien de la suspension microbiologique dans le bioréacteur est assurée par un recyclage des boues. [13][10]

En fonction des informations fournies par la bibliographie on peut envisager divers schémas de traitement pour étudier le problème de l'élimination de l'azote. fig III.12 [14]

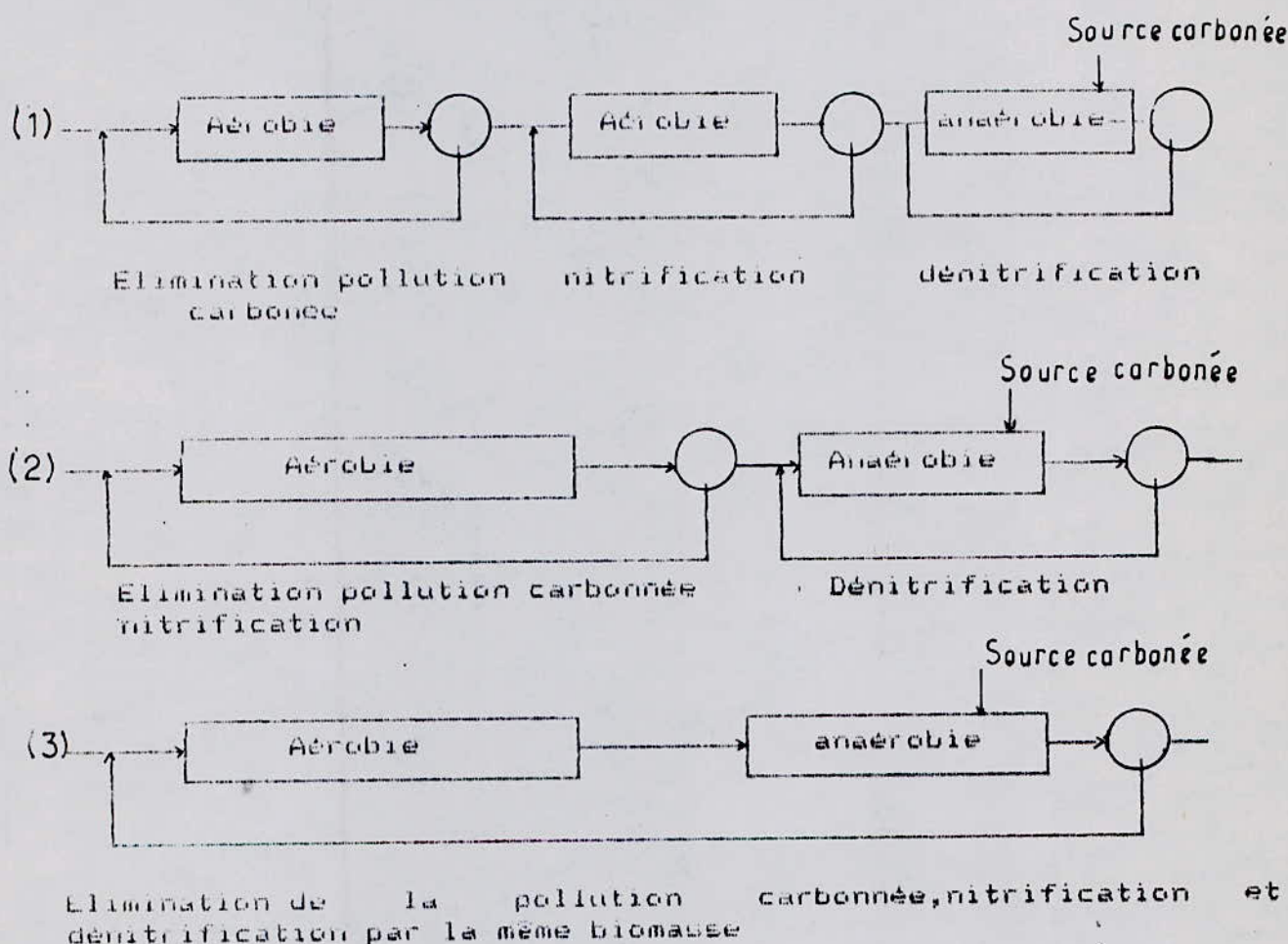


Fig III.12

-Le premier schéma d'installation utilise des bassins de boues activées en série assurant successivement une élimination de la pollution carbonée ,nitrification et enfin dénitrification .

Ces diverses étapes sont réalisées par des biomasses bien spécifiques .Il présente l'inconvénient d'être industriellement irréaliste .

-En ce qui concerne le deuxième schéma ,l'élimination de la pollution carbonée n'est pas séparée de la nitrification .

-Enfin pour le troisième schéma ;l'élimination de la pollution carbonée ,la nitrification et la dénitrification sont réalisées par la même biomasse . [14]

III.5-NORMES:

Devant le danger représenté par les nitrates pour l'hygiène publique, des réglementations ont été établies pour sauvegarder la qualité des eaux.

Le tableau I [14] donne une idée des seuils de nuisance pour une eau de surface.

E trophisation	N-NH ₄ ⁺ mg/l 0,3	N-NO ₃ ⁻ mg/l 0,3	P-PO ₄ ³⁻ mg/l 0,01
Eau potable	0,05	10	0,3

La directive C E E [21] a fixé les valeurs suivantes à ne pas dépasser dans les eaux de distribution pour les produits azotés

	Normes relatives aux composés azotés	
	Niveau Guide	Concentration max admissible
Ammoniacque NH ₄ ⁺ mg/l	0,05	0,5
Nitrites NO ₂ ⁻ mg/l	-	0,1
Nitrates NO ₃ ⁻ mg/l	25	50
Azote Kjeldahl N mg/l	-	1,0

CHAPITRE IV

PARTIE EXPERIMENTALE

IV.1-Introduction

L'élimination de la pollution organique dissoute par la charge bactérienne est bien connue et permet d'avoir un bon rendement d'épuration, par contre l'utilisation des techniques d'ultrafiltration permet non seulement de réduire la charge polluante, mais aussi de récupérer tous les éléments valorisables. Les techniques d'ultrafiltration sont utilisées pour le traitement des sous produits d'abattages, en vue de valoriser le sang, de tels effluents entraînent une pollution très importante (le sang de bœuf possède une DBO5 comprise entre 140000 et 157000 mg/l et une DCO voisine de 300000 mg/l). L'ultrafiltration du sang et le traitement du filtrat font l'objet de recherche à l'échelle de notre laboratoire.

Dans le but d'éliminer l'azote ammoniacal non retenu par les membranes, un procédé de nitrification-dénitrification est envisagé à la sortie du procédé d'ultrafiltration qui fera l'objet de notre travail; le perméat d'ultrafiltration du sang est remplacé par une eau synthétique.

Dans le cadre de ce travail, nous nous proposons d'effectuer des expérimentations de nitrification et dénitritification avec le sang brut comme source de carbone exogène.

Notre recherche porte dans un premier temps sur l'étude de l'influence de la charge en nitrate sur le rendement de la dénitritification, et dans le second temps sur la détermination de la constante cinétique relative aux nitrates.

IV.2-Généralités sur le sang

Biochimie du sang: composition, propriétés [25]

Le sang se compose d'un liquide, le plasma, dans lequel baignent des éléments figurés qui sont essentiellement les hématies ou globules rouges, les leucocytes (globules blancs) et les plaquettes sanguines.

Après action d'un anticoagulant, la centrifugation permet de recueillir d'une part le plasma (60 à 65% du total), d'autre part les éléments figurés qui constituent le cruen (35 à 40% du total). Après coagulation à l'air on recueille un caillot et le sérum. (c.f. schéma 1)

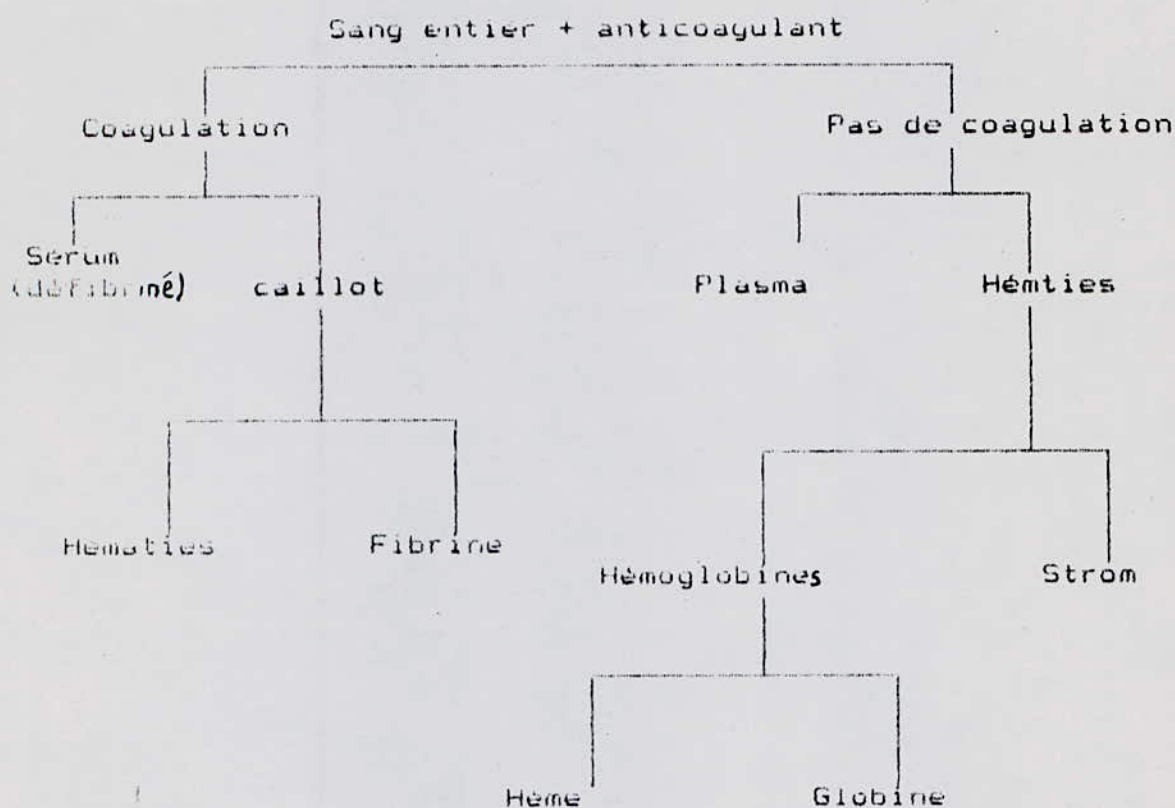


Fig.1: Schéma de fractionnement du sang
(d'après Cheftel et COU.1985 [25])

Le sang est un liquide très riche en eau (80 à 92%) et en protéines (16 à 18%). Il constitue un milieu de culture idéal pour les microorganismes qui le contaminent lors de la saignée. Le fractionnement du sang par centrifugation permet de mettre en évidence les éléments qui le composent. La figure 2 représente schématiquement la composition du sang dans une cuve à centrifugation.

La comparaison de la composition du sérum sanguin à celui du lait fait ressortir la plus grande richesse en protéines du premier.
(Tableau I)

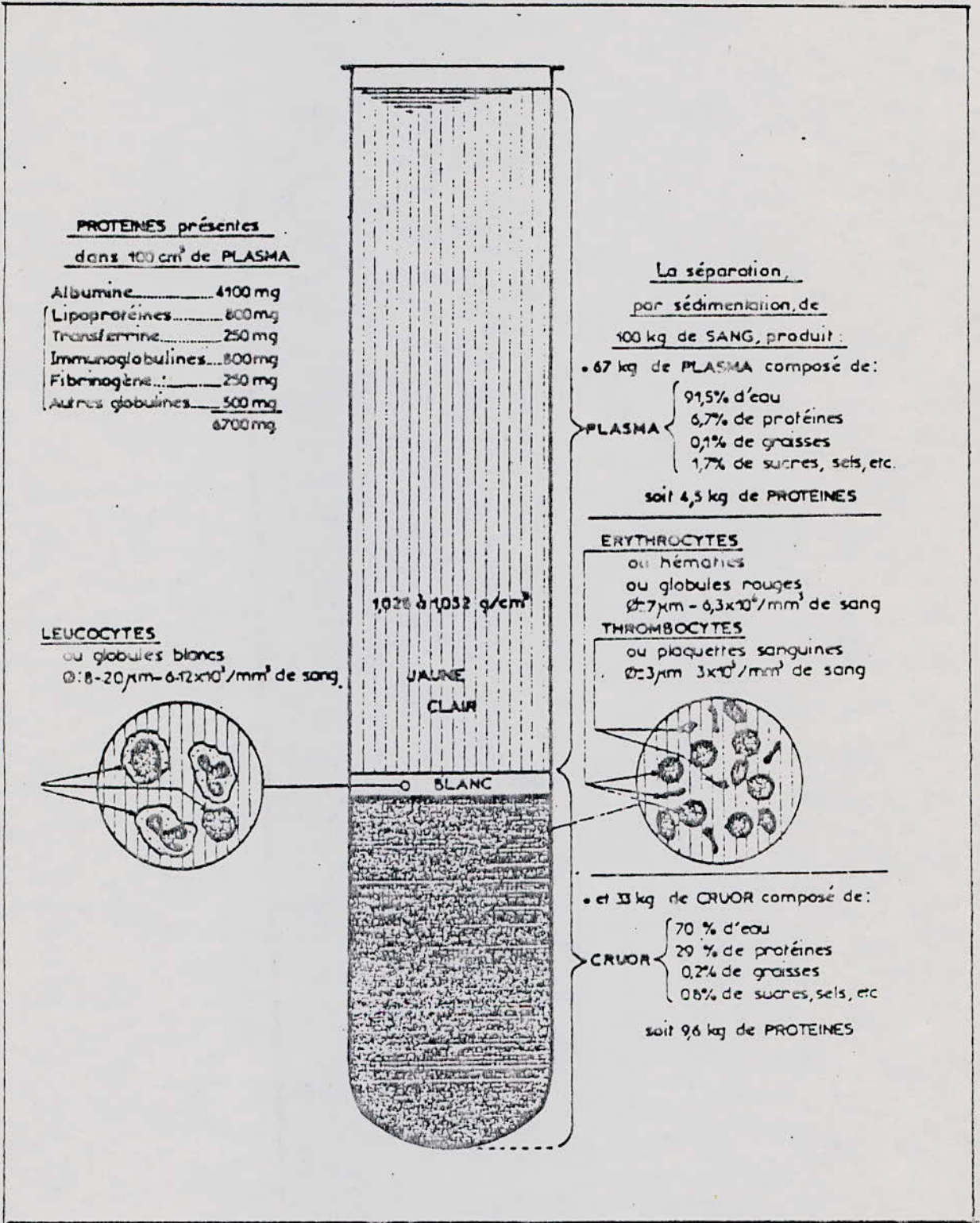


Figure 2 : Composition du sang

(D'après POMA, 1981.)

Par litre	sérum sanguin	lait
Protides.....	70 à 80 g.....	24 g
Lipides.....	5 à 6 g.....	35 g
Glucides.....	1 g.....	49 g
Sels minéraux..	8 à 9 g.....	9 g
Autres substances	2 à 3 g.....	traces
Matière sèche totale	86 à 99.....	127

Tableau I : Composition comparée du sérum et du lait
(D'après BOURGEOIS, 1982, [25])

La valeur nutritionnelle des protéines de sang est voisine de celles des protéines considérées comme bien équilibrées: les protéines du lait et celle de l'œuf. Pour empêcher chimiquement la coagulation ^{on utilise} des décalcifiants (par exemple des polyphosphates au taux de 1% ou des citrates: 5g/l de sang traité).

IV.3-Etude de laboratoire

De tous les traitements applicables à l'élimination des formes azotées dans l'eau, c'est le procédé par nitrification-dénitrification biologique qui est le plus employé. L'importance relative de ce processus dépend entre autre de la phase de croissance de microorganismes de la composition du substrat et de la nature des microorganismes.

IV.31-Préparation de l'inoculum

Avant la mise en route du procédé de nitrification-dénitrification, et partant du principe que dans les boîtes de stations d'épuration, nous trouvons un grand nombre de souches bactériennes. Il convient donc d'y développer une biomasse

spécifique pour obtenir un bon rendement de nitrification et dénitrification.

Les bactéries nitrifiantes/dénitrifiantes sont élevées au laboratoire dans les bassins à boues activées, les boues proviennent de la station d'épuration de Baraki, prélevées au niveau du bassin d'aération. Le bassin de culture fonctionne en statique avec le milieu approprié ensemencé avec des boues activées.

IV.3.1.1-Alimentation

La composition dans le bassin semi continu

-Alimentation:nitrification

(NH ₄) ₂ CO ₃	1.6g/l
K ₂ CO ₃	1.6g/l
Na ₂ HPO ₄	0.45g/l
KH ₂ PO ₄	0.45g/l

-Alimentation:dénitrification

KNO ₃	2g/l
KH ₂ PO ₄	2g/l
FeSO ₄ ·7H ₂ O.....	10mg/l
MgCl ₂ ·6H ₂ O.....	0.5g/l
Sang.....	12.5ml/l**2g de protéines/l

*100ml de sang brut contient 16-18g de protéines. Des corps chimiques sont préparés dans de l'eau du robinet qui nous assure une meilleure fourniture en oligo-éléments.

IV.3.1.2-Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental comprend:

-Deux bombes de capacité de 10 litres contenant chacune 2.5 litres de boues activées concentrées et compléter à 5 litres avec l'alimentation. Le mélange boues activées-alimentation est homogénéisé à l'aide d'une agitation magnétique.

L'oxygénation de la boue activée aérobie est assurée par insufflation d'air au sein du liquide, par le système d'aération (pompe à air). (voir schéma IV.1)

IV.3.1.3-Méthodes de dosages

Les analyses sont effectuées chaque jour sur le surnageant (on filtre sur papier filtre avant de procéder aux dosages). Nous déterminons les paramètres suivants:

-NO₃-

-NH₄⁺ c.f.annexe

Nous suivons l'élimination de ces paramètres en fonction du temps.

Remarque:

Le milieu est renouvelé chaque deux jours, après un lavage des boues pour éviter tout risque d'inhibition de la biomasse par les

produits formés du métabolisme bactérien.

IV.3.1.4-Résultats et interprétations

	Bassin de nitrification	Bassin de dénitrification
On constate après 4 semaines de culture	un abattement de 80% d'ammoniaque présent dans l'eau	un abattement de 100% des nitrates
La consommation totale en 24 est	400 mg (NH ₄ ⁺)	1229 mg (NO ₃ ⁻)
Décantation	facile	facile
On observe un changement de couleur noir initial au	marron clair	rouge

IV.3.2-Essai en continu

Les basses en présence étant aptes à nitrifier et à dénitrifier. Nous nous proposons d'abord des essais en continu, de préciser l'influence de la charge en nitrates, et de réaliser le couplage nitrification-dénitrification. Dans un premier temps, nous suivons l'évolution du rendement de dénitrification en fonction du temps pour différentes charges en nitrates.

IV.3.2.1-Alimentation

La composition dans le bassin continu

Alimentation:nitrification

(NH₄)₂CO₃.....135-95 mg/l
 NaHCO₃.....300 mg/L
 KH₂PO₄.....1,5 mg/L

Alimentation:dénitrification

KNDS.....0,72-0,38 g/L correspondant aux
 100,50 mg de N-NO₃/L

HEPDS 1,5 mg/l
 Sang 1,5 ml du sang brut compléter à 300 ml avec de l'eau du robinet.

IV.3.2.2-Dispositif expérimental

Il comporte un bioréacteur raccordé à un décanteur deux pompes péristaltiques. La première distribue une alimentation en eau synthétique. La seconde assure une recirculation des boues par le maintien d'une biomasse constante dans le bioréacteur. Le mélange boue-milieu est homogénéisé à l'aide d'une agitation magnétique. L'apport de la source organique pour la dénitrification est réalisée en continu à l'aide d'une bombonne de 5 litres. L'écoulement dans ce cas est gravitaire (voir schéma IV.2) L'inoculum provient des bassins en semi continu.

IV.3.2.3--Méthodes de dosages

Les analyses des paramètres importants (MVS, pH, NO_3^- , NO_2^- , $(\text{PO}_4)^{3-}$) sont effectuées conformément aux normes citées en annexe.

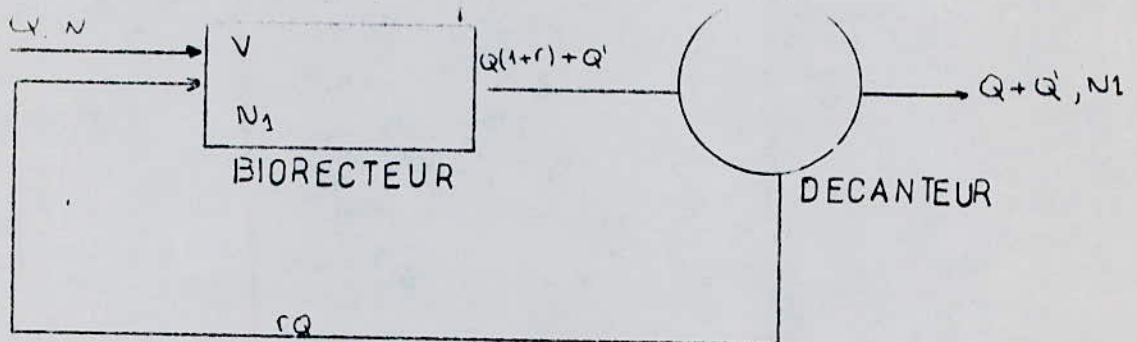
Remarque:

Dans le cas de la nitrification le bioréacteur utilisé est représenté sur le schéma IV.5.

IV.3.2.4--Influence de la charge en nitrate

-Calcul du temps de séjour

Le schéma de base pour le procédé de dénitrification en continu est:



V: volume du réacteur litre
 Q': débit d'alimentation en matière organique : le sang... l/h
 Q: débit d'alimentation en eau synthétique l/h
 r: le taux de recyclage des boues
 D: le taux de dilution heure⁻¹
 θ_s : le temps de séjour heure

Les boues provenant du décanteur sont recyclées au même débit que celui d'alimentation $r=1$.

$$D=2Q+Q/V$$

$$\theta_s=1/D=V/(2Q+Q)$$

Pour un débit d'alimentation en eau synthétique de 7,4 ml/min et un débit d'alimentation en matière organique de 2,2 ml/min arrivant dans un réacteur de 2,65 l, le calcul donne un temps de séjour de 3 heures.

$$D=0,39 \text{ 1/h, } \theta_s=3h.$$

Calcul de la charge en nitrate:

La charge en nitrate C_v est exprimée en Kg N-NO₃/KGMVS/J

$$C_v=(N-NO_3)E/MVS/\theta_s$$

(N-NO₃)E: concentration en azote nitrique à l'entrée mg/l

θ_s : temps de séjour jours

MVS: les matières volatiles en suspension dans le bioreacteur en mg/l

IV.3.2.4.1: RESULTATS EXPERIMENTAUX

Les résultats obtenus sont représentés dans les tableaux IV.1 et IV.2

Le suivi des paramètres précédant en fonction du temps a permis de tracer les courbes suivantes (figures IV.1, figure IV.2)

- Interprétation

sur la base des analyses effectuées (TAB IV.1 et TAB IV.2) et des courbes obtenues (fig IV.1 et fig IV.2): incidence du taux de matières volatiles sur le rendement et sur l'élimination de la matière organique)

nous pouvons tirer les conclusions suivantes:

- On remarque une augmentation du rendement de la dénitrification et de la DCO éliminée lorsque le taux des matières volatiles dans le bioreacteur augmente.

- On a obtenu pour un taux de MVS moyen de 5300 mg/l un rendement moyen de 84% et ceci pour une concentration moyenne en nitrate de 44 mg de N-NO₃/litre, par contre pour une concentration moyenne en nitrate de 94 mg de N-NO₃/litre, on a obtenu un rendement de dénitrification de 77% pour un taux de MVS de 2900mg/l

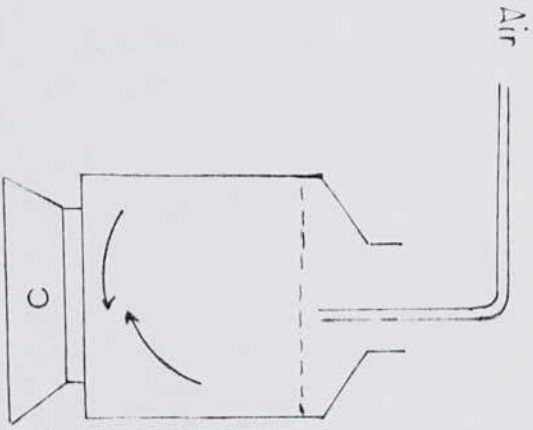
Remarque:

La grande quantité de MVS présente dans le premier cas peut être expliquée par un mauvais réglage de l'agitation. Il en résulte une mauvaise homogénéisation et donc une concentration de la biomasse au fond du bioreacteur conduisant à un rendement inférieur.

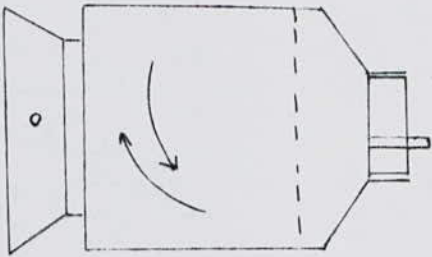
- On relève de très faibles teneurs en nitrates et des teneurs importantes en orthophosphate qui sembleraient provenir de l'alimentation en matières organiques (SANG BRUT)

Remarque: l'arrêt de l'apport des orthophosphates dans l'alimentation (le 2/5/90) ne semble n'avoir pas d'influence sur la diminution des orthophosphates à la sortie.

La détection de ces orthophosphates peut être expliquée par un relargage dû au stress des bactéries.

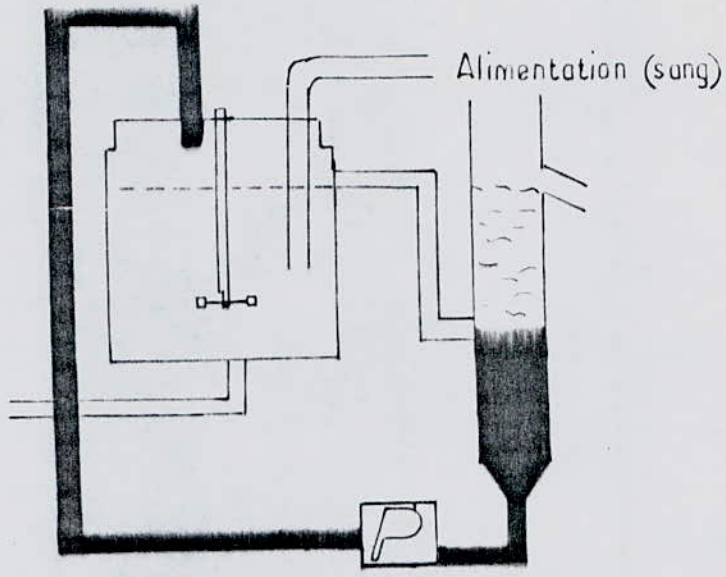


DISPOSITIF DE NITRIFICATION EN DISCONTINU

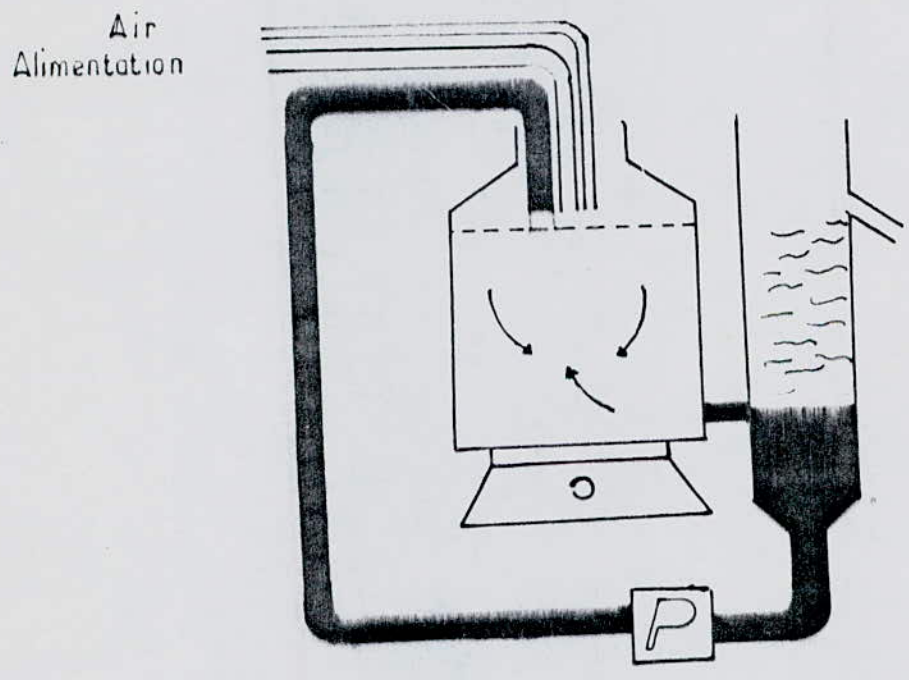


DISPOSITIF DE CENTRIFUGATION EN DISCONTINU

SCHEMA IV.1

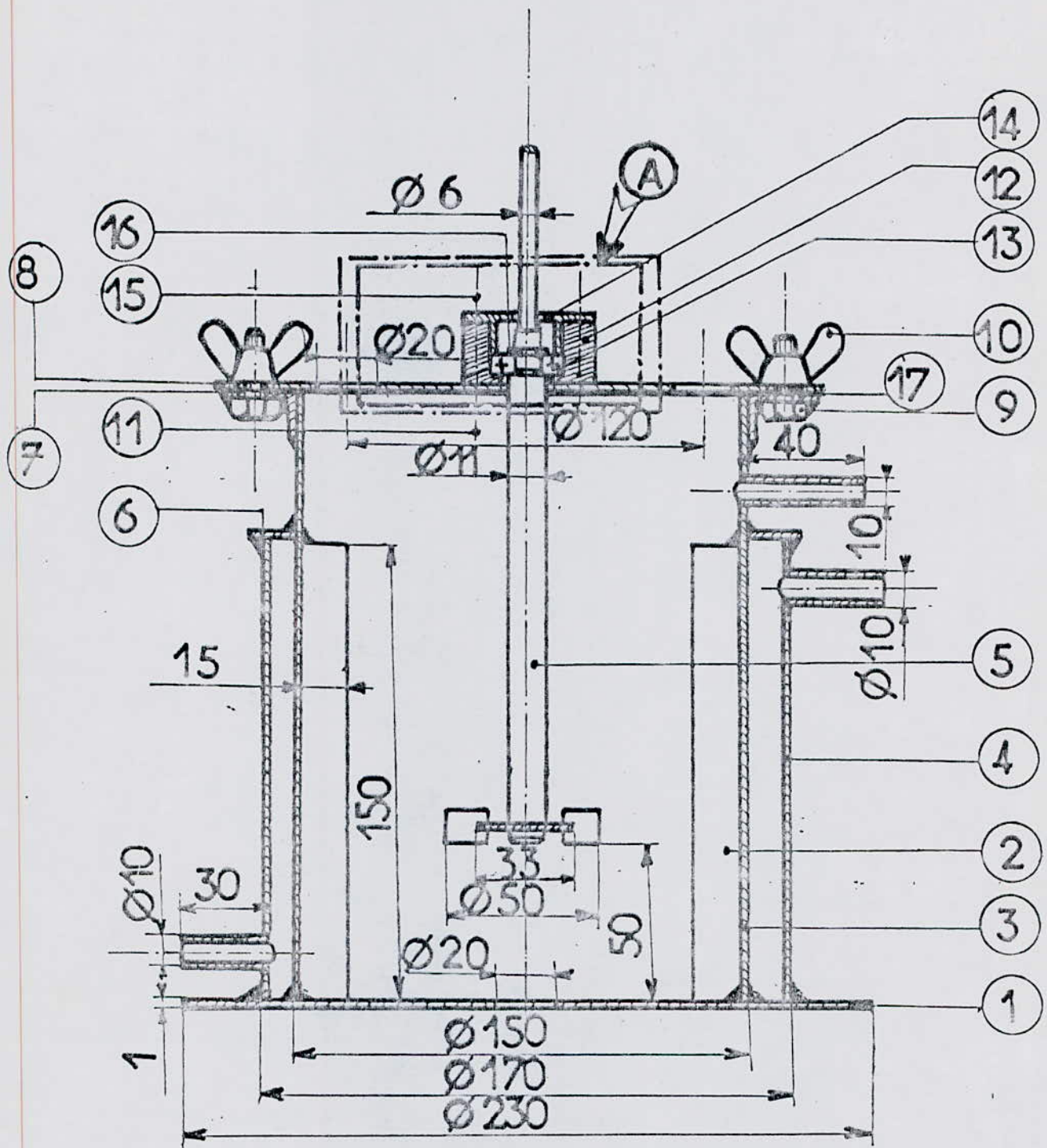


DISPOSITIF DE DENITRIFICATION EN CONTINU



DISPOSITIF DE NITRIFICATION EN CONTINU

SCHEMA IV. 2



ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE	
REACTEUR BIOLOGIQUE	KAADA
	03-10-87
ECHELLE: 0,5	Mat: Acier: 18/8
PROJET	2/4

17	1	Joint d'étanchéité	S.B.R
16	1	Anneau élastique	Acier E22
15	2	Vis de fixation Fs.M5.7.4	Acier E27
14	1	Couvercle	Acier doux
13	1	Roulement étanche 83C04 (6.22 87)	Acier 100c6
12	1	Mécanisme de guidage	Acier doux
11	3	Vis de fixation Fs M5. 10-7 à 120°	Acier 18/8
10	4	Écrous à oreilles	Acier E27
9	4	Vis HM6.16.44	Acier E24
8	1	Bride Supérieure	Acier 18/8
7	4	Coudes	Acier 18/8
6	1	Couvercle d'échangeur thermique	Acier 18/8
5	1	Agitateur à 8 pales	Acier 18/8
4	1	Echangeur thermique	Acier 18/8
3	1	Cylindre	Acier 18/8
2	4	Contrepales	Acier 18/8
1	1	Bride inférieure	Acier 18/8

Rep N ^{bre}	DESIGNATION	MATIERE	Observation
----------------------	-------------	---------	-------------

ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

REACTEUR BIOLOGIQUE

KAADA

03-10-87

ECHELLE:0,5



PROJET 2C/4

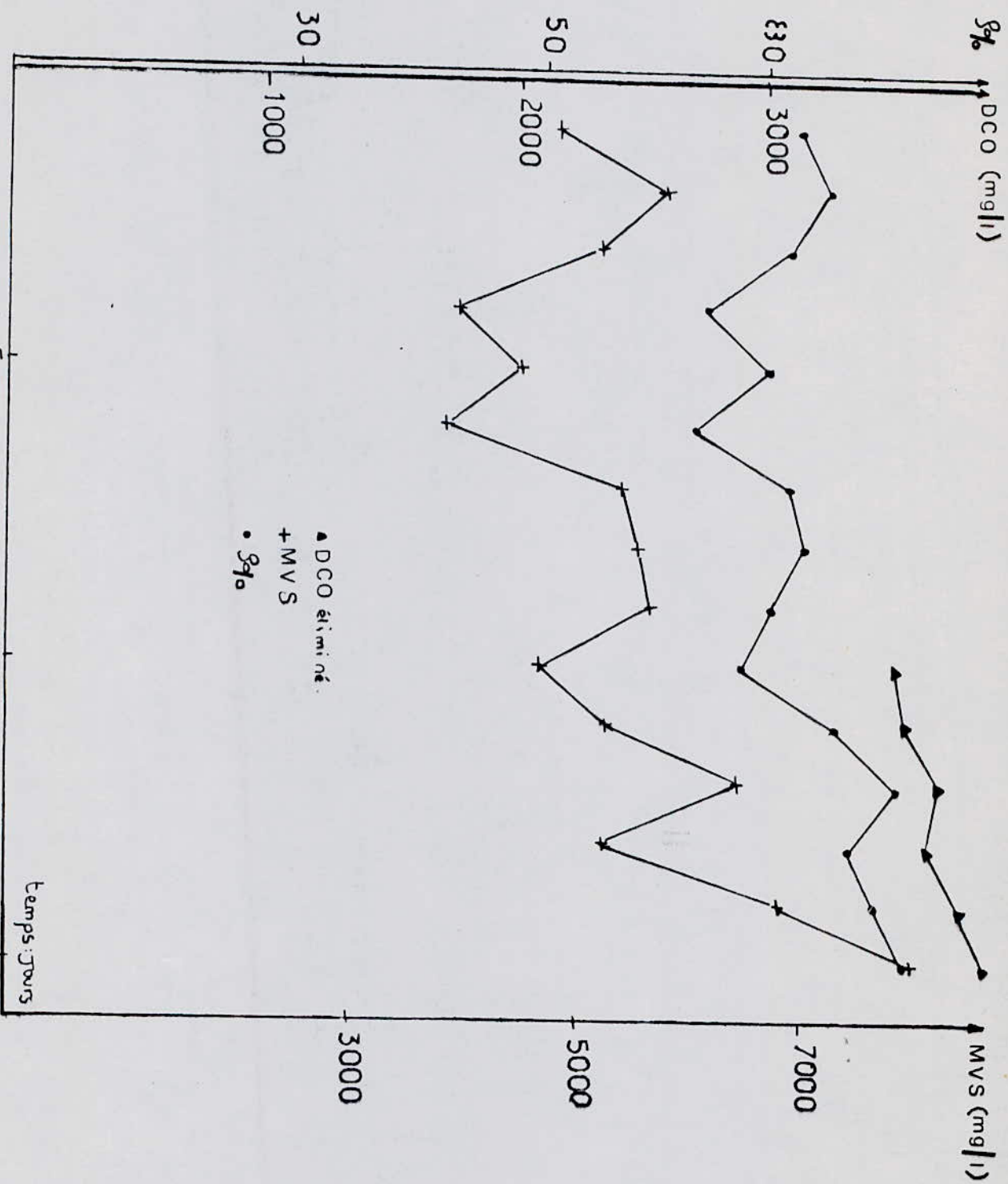


Fig- IV-1 : Incidence du taux de matières volatiles sur le rendement et sur l'élimination de la matière organique (50 mg N-nog/l)

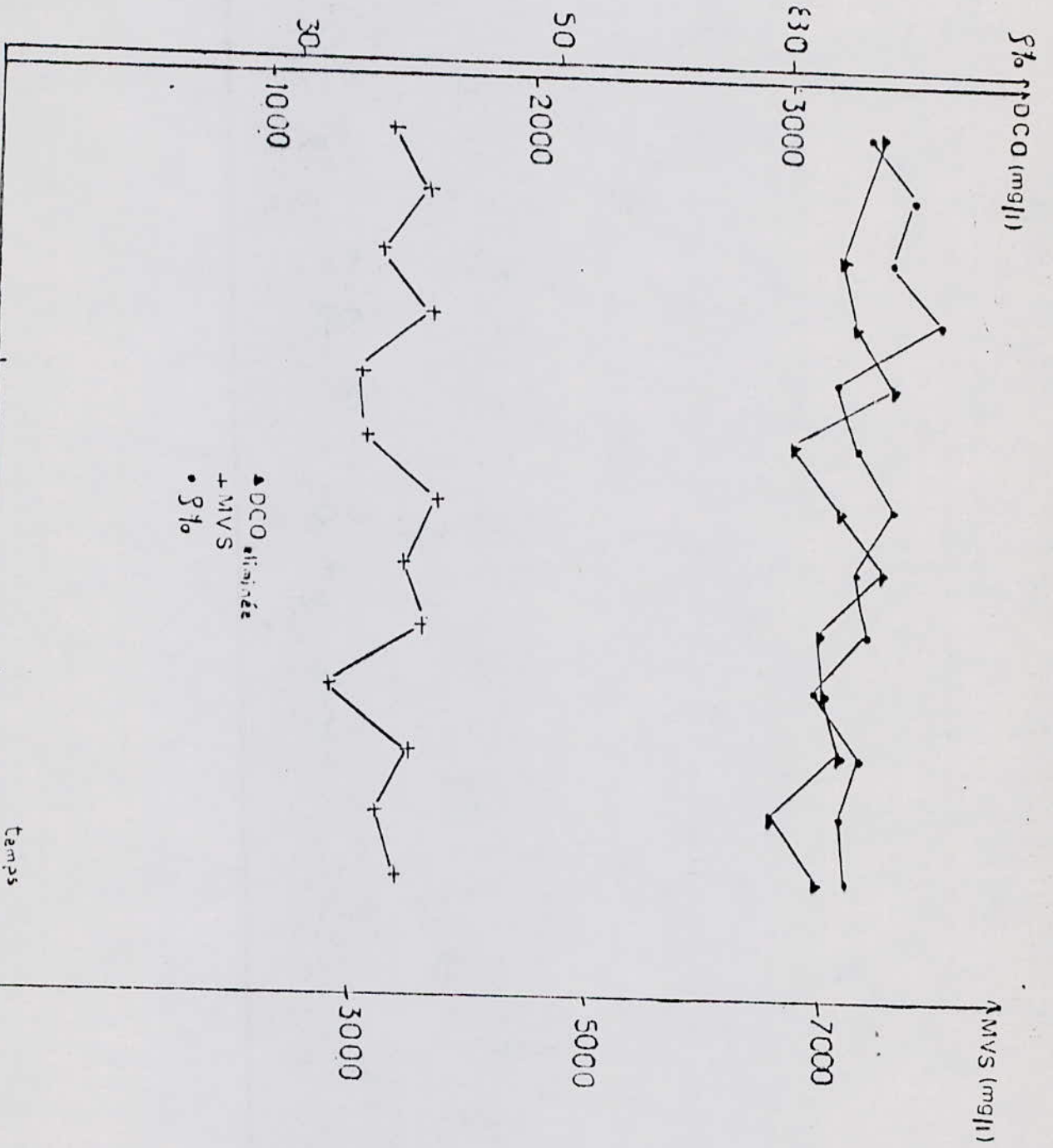


Fig. N. 2 Incidence du taux de NUS sur le rendement et sur l'élimination E10 de la matière organique (400 mg N-NO₃⁻ l⁻¹)

IV.3.2.5 COUPLAGE NITRIFICATION-DENITRIFICATION-DEPHOSPHATATION

- La nitrification-dénitrification est réalisée en reliant les dispositifs de nitrification et de dénitrification *en continu*.
 Pour réaliser le couplage nous avons travaillé avec les dispositifs A et B suivant

- Dispositif A :

On place un bassin aéré à la sortie du decanteur secondaire, en utilisant une biomasse préparée à partir de la biomasse dénitrifiante. (voir schéma IV.4)

La préparation de la biomasse a duré une semaine. La biomasse dénitrifiante, lavée et transvasée dans un bassin aéré reçoit comme alimentation l'effluent sortant du decanteur secondaire.

-Dispositif B :

On place un bassin aéré à la sortie du bioréacteur dénitrifiant (voir schéma IV.5).

IV.3.2.5.1-RESULTATS EXPERIMENTAUX :

Le suivi de la dénitrification-dénitrification et dephosphatation a permis d'obtenir les résultats suivants représentés dans le tableau IV.3 et de tracer la courbe IV.3.

C/Interprétation :

Les résultats obtenus, nous ont permis de tirer les conclusions suivantes :

*-Déphosphatation :

Le dispositif A réalisé pour éliminer les orthophosphates a conduit à un résultat négatif, son principe est basé sur l'utilisation d'une biomasse spécifique qui demande du temps pour la préparer.

Par contre le dispositif B nous a permis d'avoir une élimination importante des orthophosphates.

Le rendement moyen est de 70 % pour une concentration moyenne en orthophosphate égale à 12,6 mg/l.

Son principe de base : L'absence d'oxygène dans le réacteur anaérobie a créé un dérèglement du métabolisme bactérien (stress des bactéries) qui s'explique par un relargage des phosphates dans le milieu extérieur.

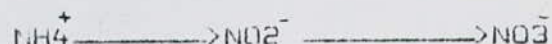
La présence d'un bassin aérobie à la sortie du bioréacteur anaérobie conduit à rééquilibrer le système enzymatique des bactéries en accumulant les phosphates.

*-Nitrification :

- On a obtenu un rendement d'élimination de l'ammoniaque de 95 % et ceci pour deux concentrations moyennes 46,3 mg NH_4^+ /l et 31,4 mg NH_4^+ /l avec un taux de NVS moyen correspondant à 572 mg/l et 390 mg/l .

- Nitrites :

On décele une très faible quantité de nitrites à la sortie ,ce qui explique le bon fonctionnement de la nitrification

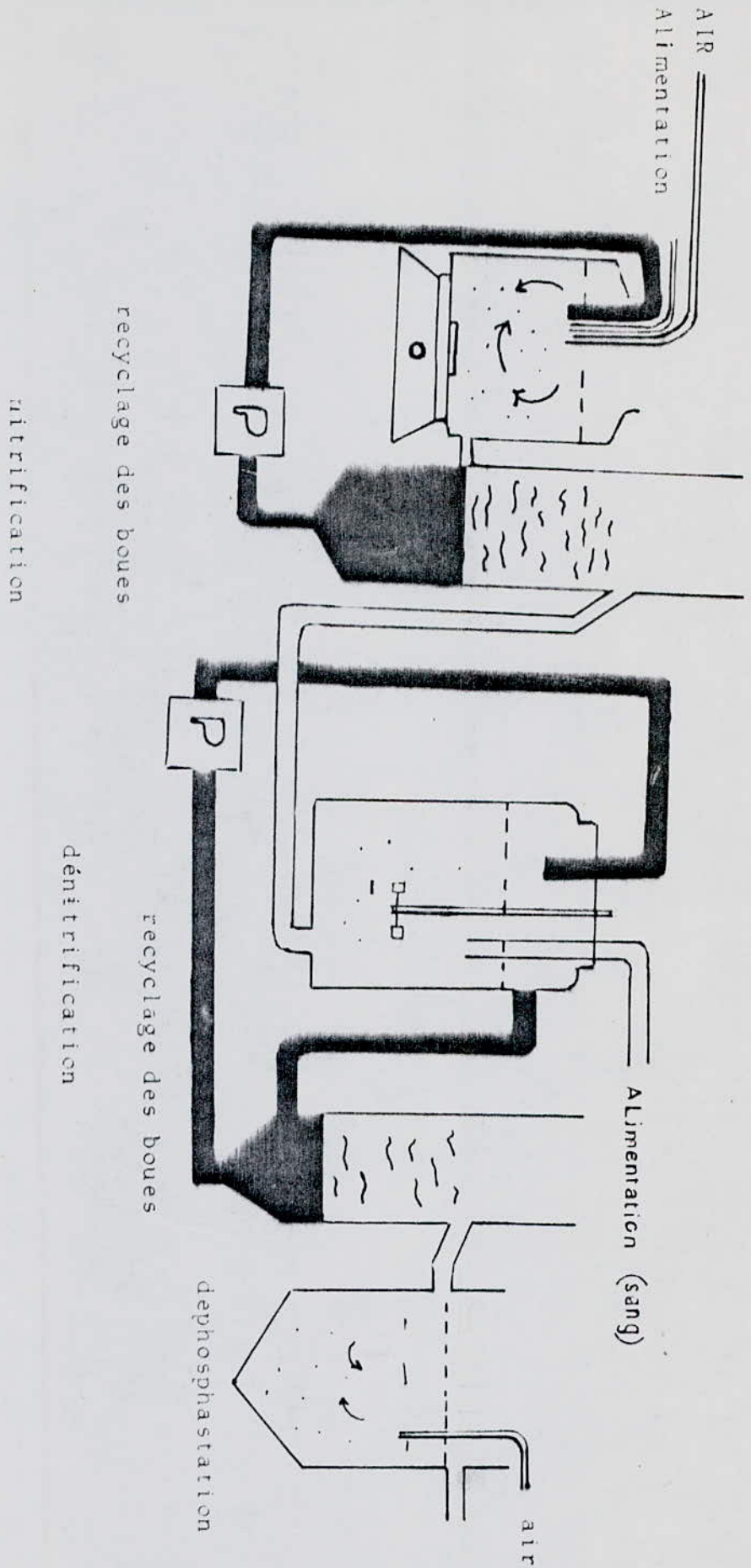


*-Denitrification :

-Nitrites : On décele de très faibles teneurs en nitrites inférieurs 1 mg /l

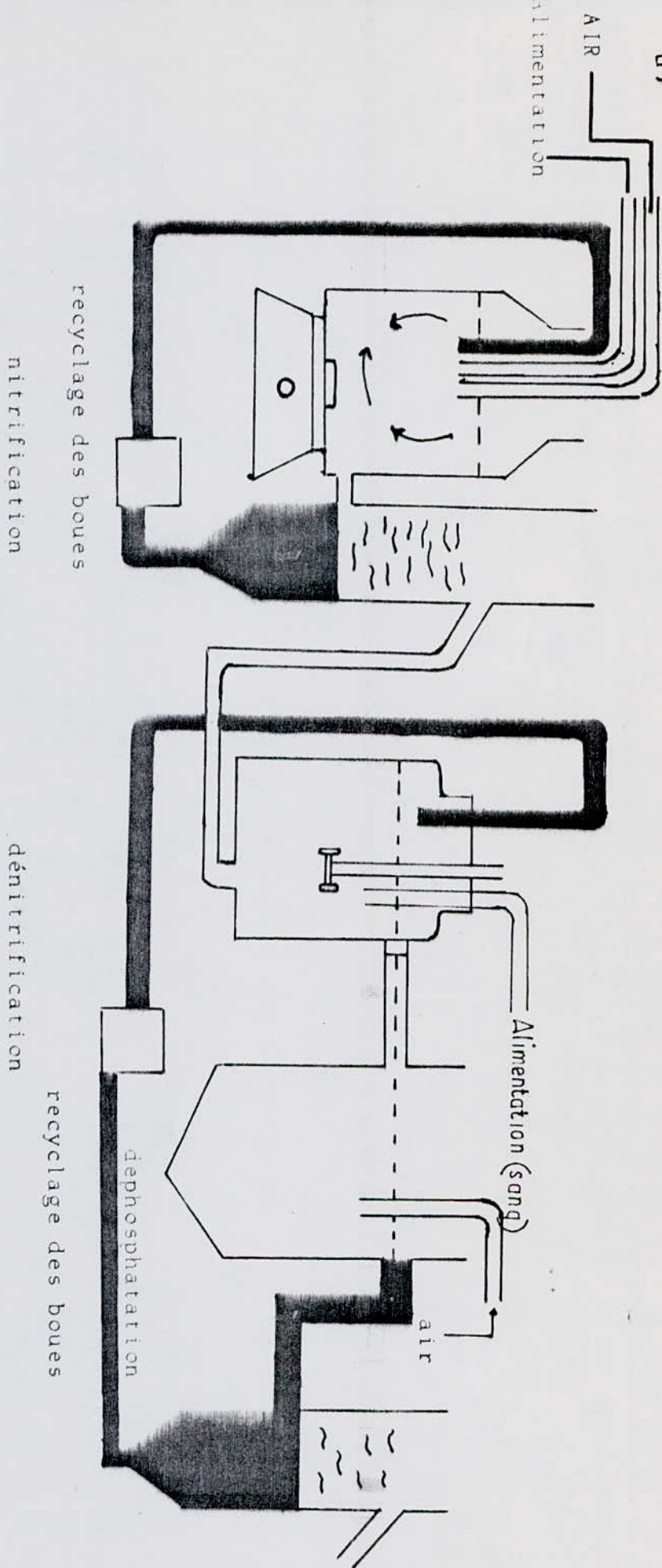
-Nitrates : On a obtenu un rendement élevé de 99 % pour un taux de NVS moyen dans le bioréacteur de 3200 mg/l .

-PH :La présence de la matière protéique a permis d'avoir un PH stable qui se situe entre 7,5-8 zone optimale du bon fonctionnement de la dénitrification .



DISPOSITIF A

SCHEMA IV.4



DISPOSITIF B

SCHEMA

IV-5

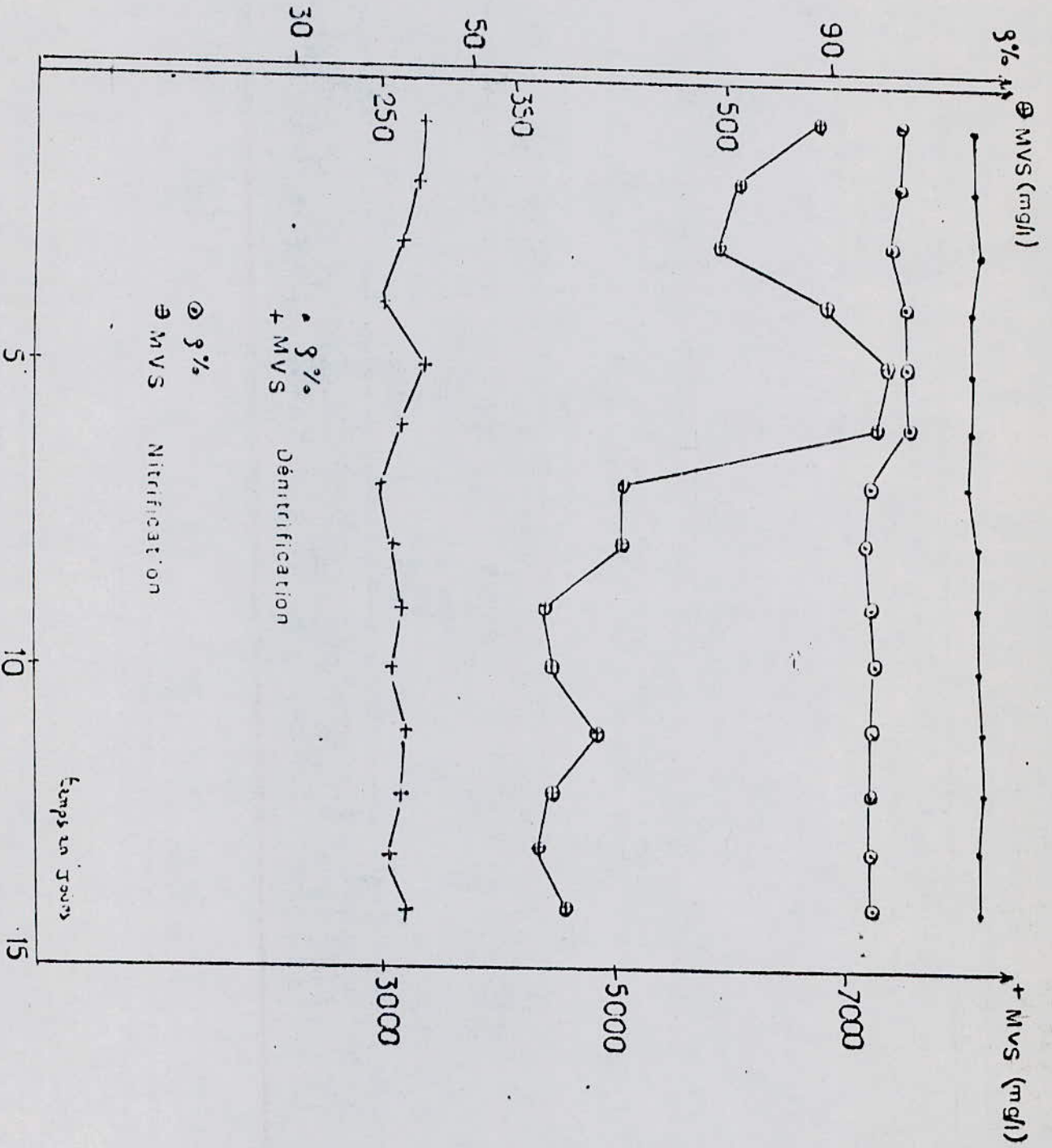


Fig. 3 Evolution du rendement et matières volatiles en fonction du temps lors de la nitrification - dénitrification - déphosphatation.

IV.3.2.6-INFLUENCE DE LA CHARGE EN NITRATE SUR LE RENDEMENT DE LA DENITRIFICATION :

Le suivi de l'évolution du rendement de dénitrification en fonction du temps pour différentes charges en nitrates a permis de tracer la courbe suivante (on a utilisé les résultats précédents) (voir fig IV.4)

-Interprétation :

On constate d'après la fig IV.4 : (l'évolution du rendement de dénitrification en fonction du temps pour différentes charges en nitrates) que le rendement de dénitrification est de 99 % pour une charge en nitrates $C_v = 0,05 \text{ KgN-NO}_3/\text{KgMVS/j}$

Par contre on obtient un rendement de 84 % pour

$$C_v = 0,09 \text{ KgN-NO}_3/\text{KgMVS/j}$$

et un rendement de 77% pour un $C_v = 0,27 \text{ KgN-NO}_3/\text{KgMVS/j}$ la charge en nitrates variant entre 0,05 - 0,27 n'a pas de grande influence sur le rendement de dénitrification .

Le rendement est toujours considéré important pour cette gamme de valeurs .

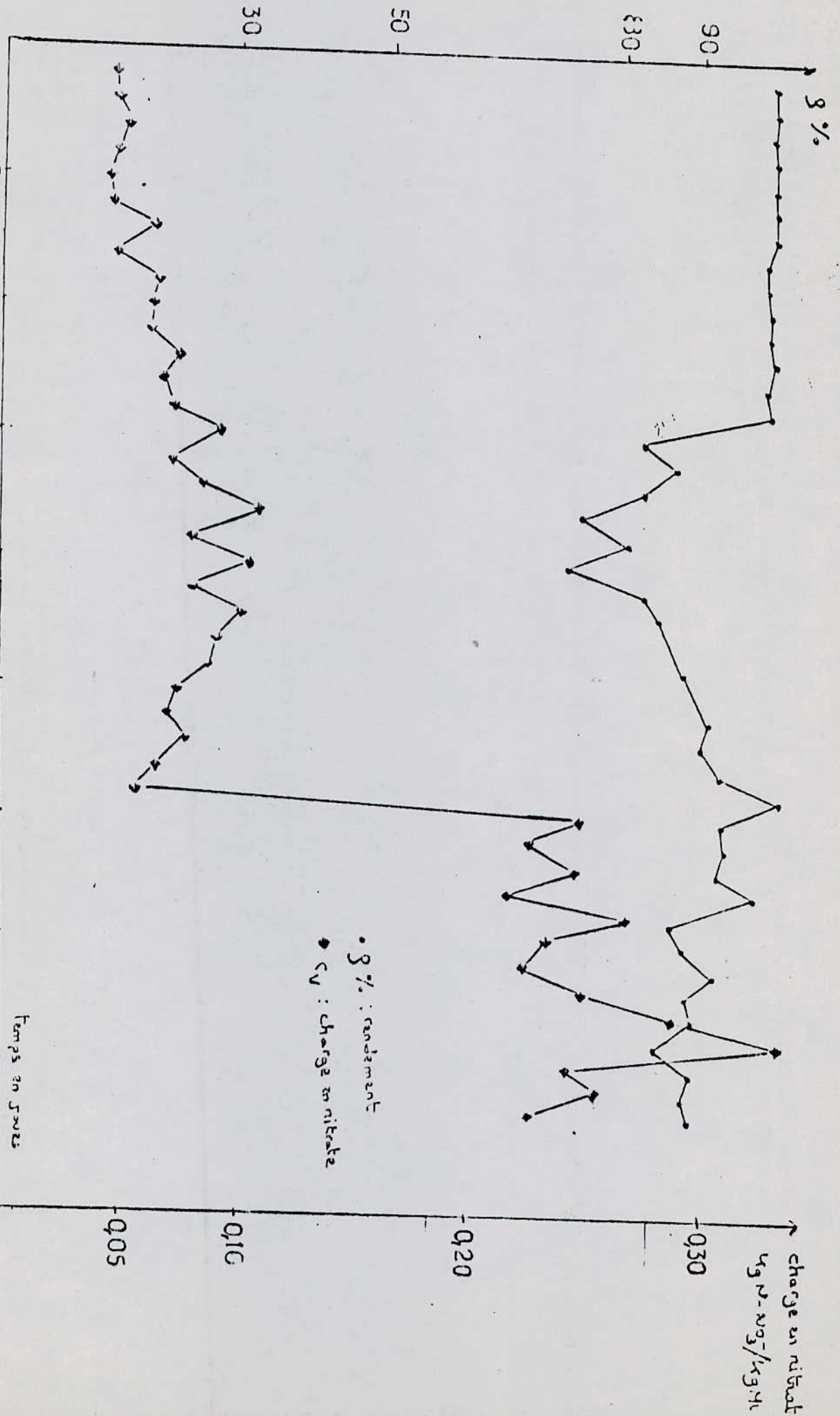


FIG. II-4 Evolution du rendement de dénitrification en fonction du temps pour différentes charges en nitrates

IV.3.3-ETUDE DE LA VITESSE DE DENITRIFICATION BIOLOGIQUE:

La réalisation des cinétiques de dénitrification utilisant de différentes concentrations en nitrates ont pour but de déterminer la vitesse d'élimination des nitrates, relatives au substrat protéique (sang brut).

La détermination de cette vitesse d'élimination des nitrates est basée sur une loi de type MONOD, que l'on peut écrire sous la forme suivante :

$$-dN-NO_3^-/dt = U/Y \cdot (N-NO_3^- / (K_n + N-NO_3^-)) \cdot (C / (K_c + C)) \cdot X$$

Y : Rendement cellulaire

U : Taux de croissance

X : Concentration biomasse

U/Y: k constante de vitesse de dénitrification

K_n : Constante de monod des nitrates

K_c : Constante de monod du substrat protéinique

Nous pouvons compléter ce modèle en considérant les oligo-éléments et les phosphates PO₄³⁻ nécessaire au métabolisme bactérien.

IV.3.3.1-MATERIELS ET METHODES:

Le dispositif expérimental est composé de ballons de 1 litre équipé chacun d'un système de prélèvement et d'un système permettant de maintenir l'anaérobiose par circulation d'azote (voir schéma IV.6).

Les essais sont donc réalisés dans une série de 4 ballons contenant 250 ml de l'alimentation (voir tab I) et 250 ml de boues activées concentrées, prélevées dans le réacteur de dénitrification en continu. On introduit dans chaque ballon des quantités croissantes de nitrates et une quantité identique en nutriment protéiné : le sang.

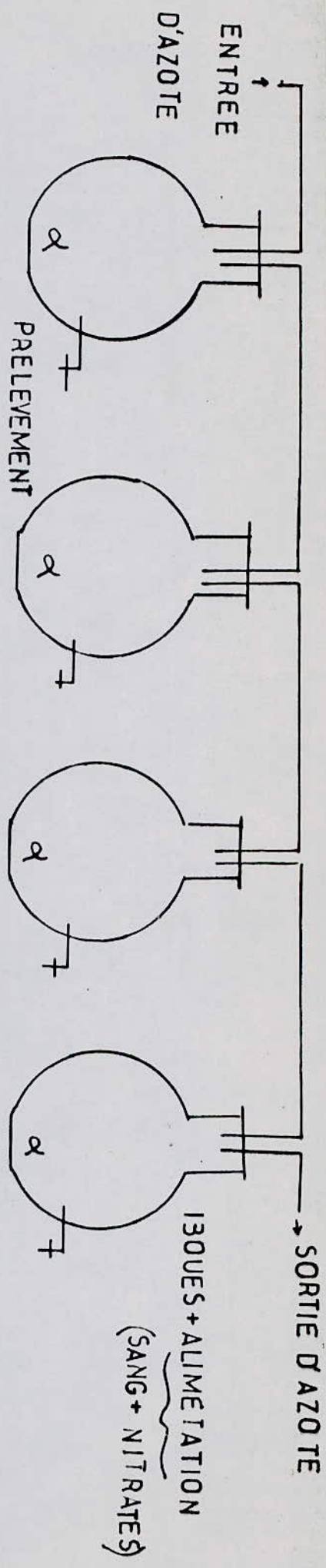
Les sels minéraux, les phosphates sont apportés par le sang (largement en excès).

Un prélèvement d'échantillon de 30 ml permet de suivre l'évolution des différents composés présents dans l'eau (N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, DCO).

Les résultats obtenus sont représentés dans les tableaux IV.4, IV.5, IV.6, IV.7, IV.8 et les figures IV.5, IV.6; IV.7; IV.8 donne l'évolution de la teneur de nitrates, de nitrites de la DCO en fonction du temps.

Tableau 1: Composition de l'alimentation pour l'étude cinétique

N° du ballon	MVS mg/l	Concentration en NO3 mg/l	Concentrat. en N-NO3 mg/l	Volume du sang introduit mg/l
1	1400	44,29	10	1,2
2	1340	66,43	15	1,2
3	1100	110,71	25	1,2
4	1200	221,43	50	1,2



SCHEMA IV6

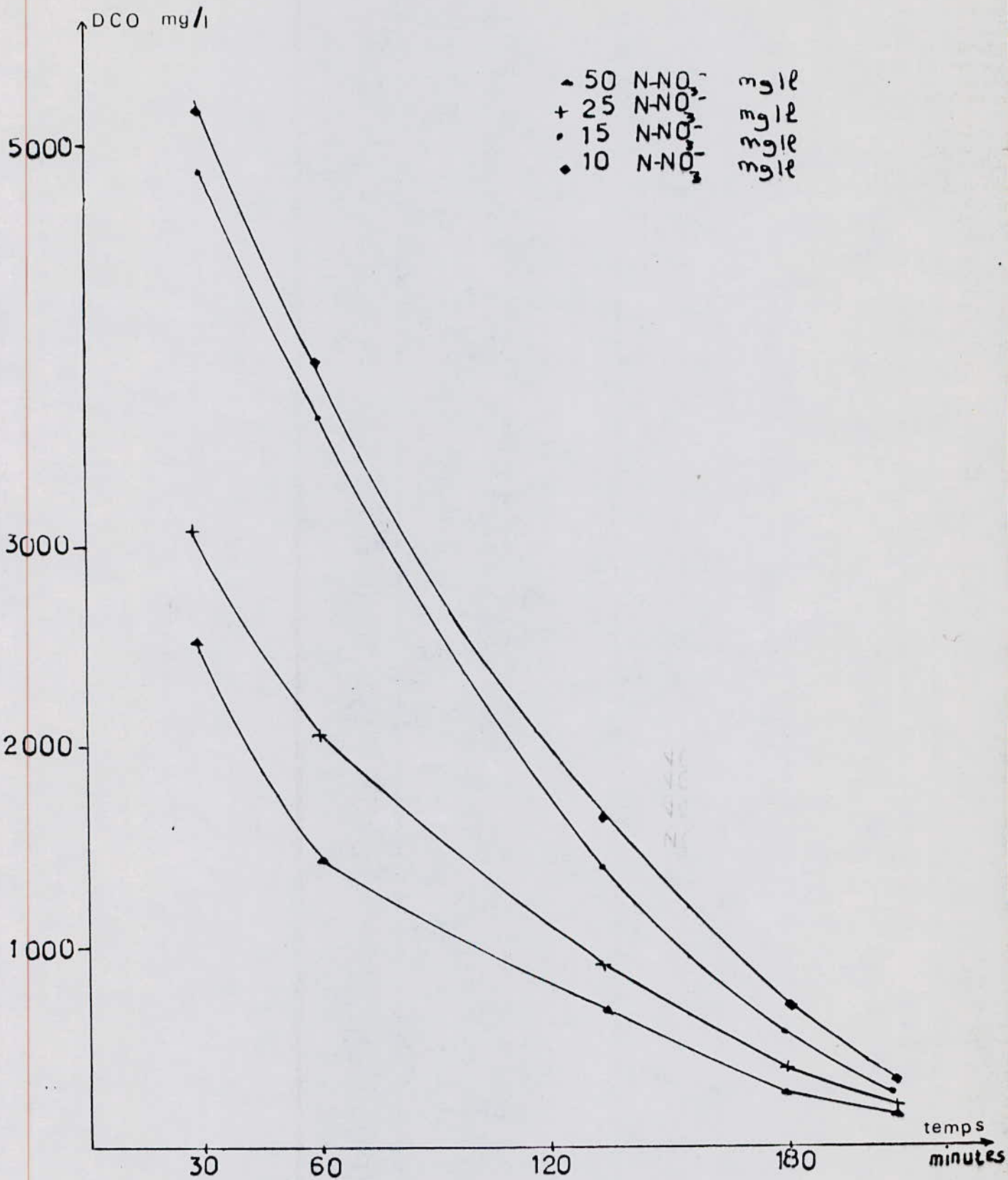


Fig IV-5 EVOLUTION de la matière organique en fonction du Temps au cours de l'étude cinétique de dénitrification

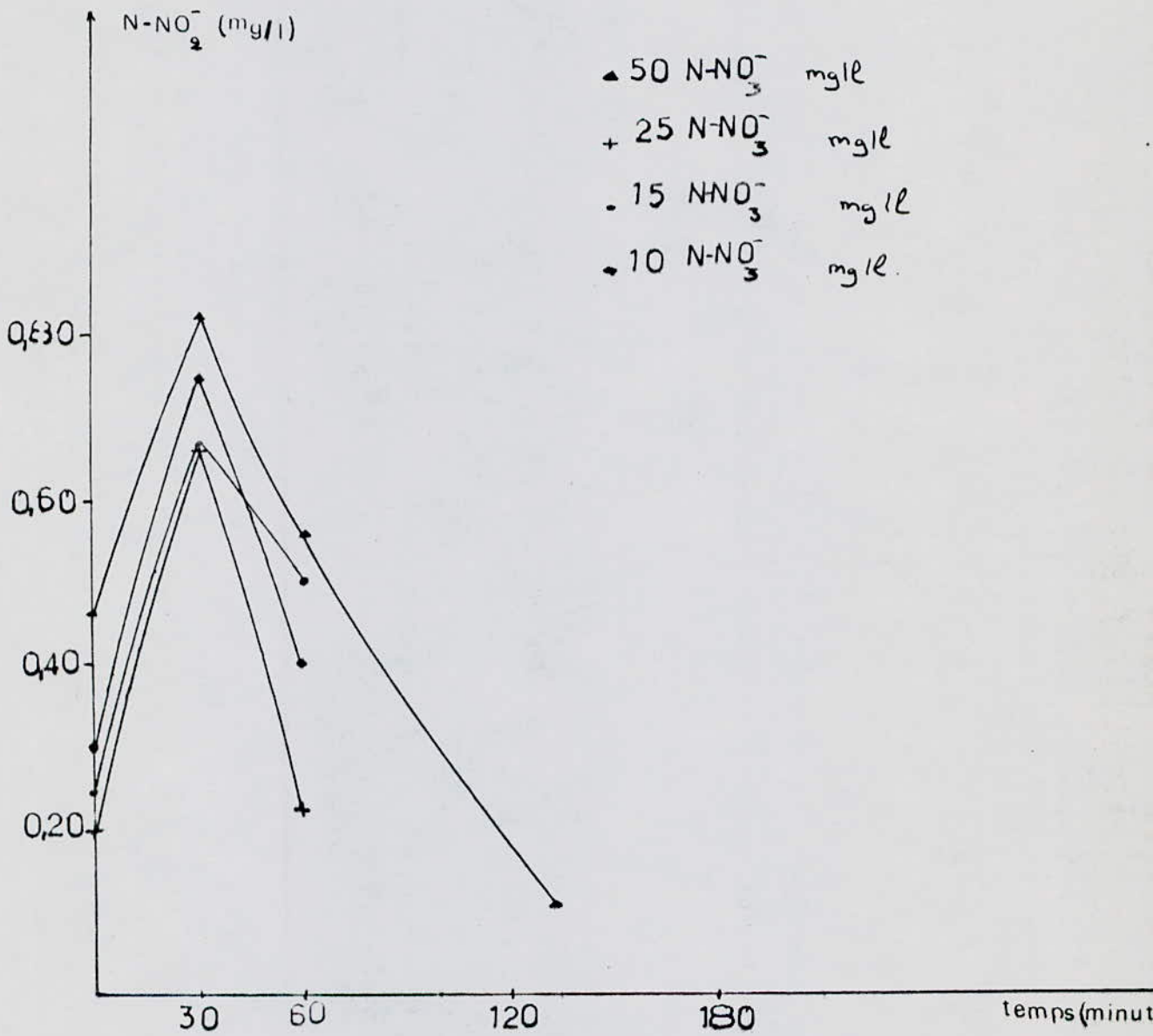


Fig 6-6 Evolution des nitrites en fonction du temps
 au cours de l'étude cinétique de dénitrification.

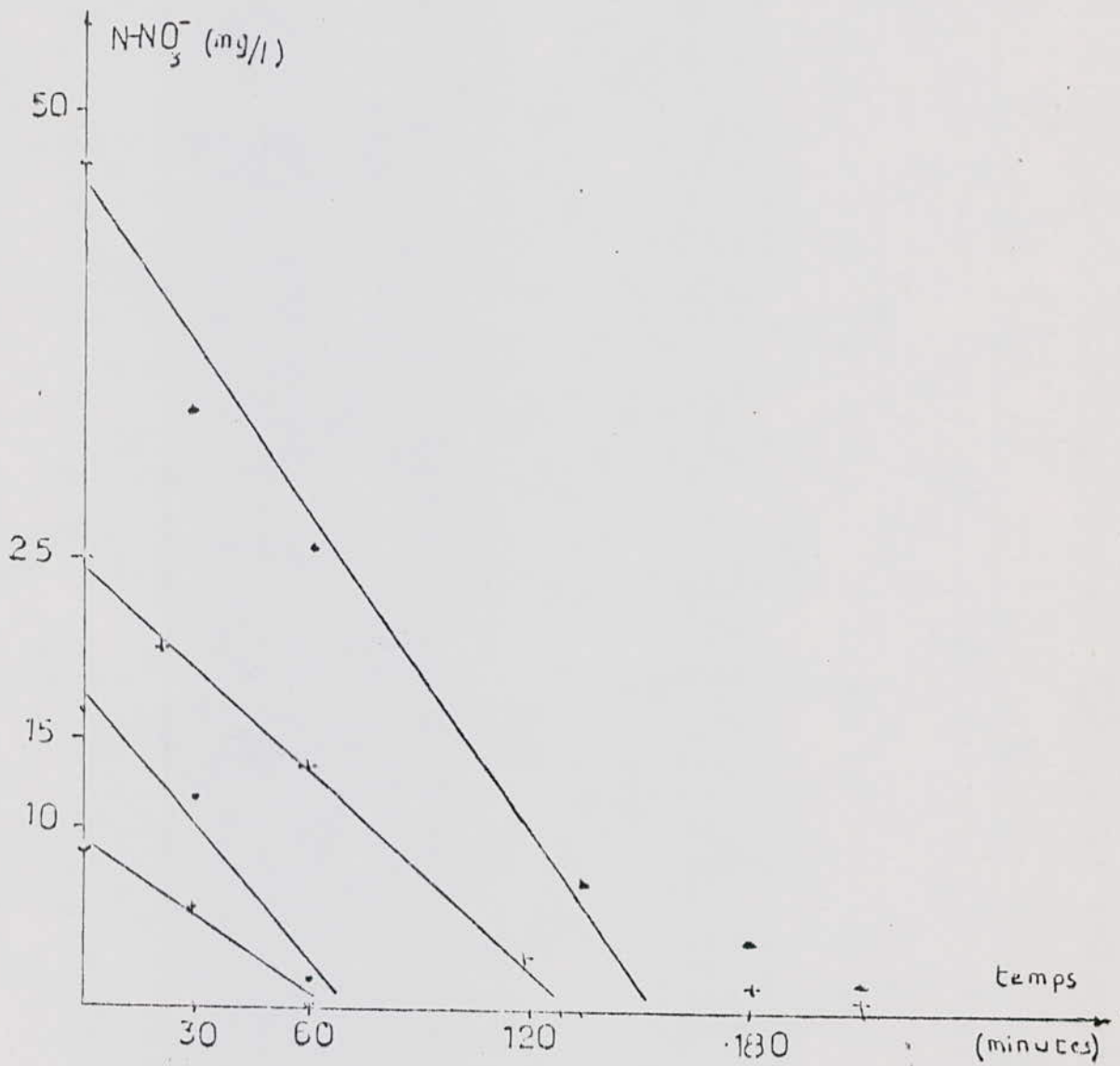


Fig. 4-7 Evolution des nitrates en fonction du temps
au cours de l'étude cinétique de dénitrification

IV.3.3.2-INTERPRETATION:

D'après les courbes de la cinétique de la dénitrification on constate :

-L'élimination de la DCO varie dans le même sens que celui des NO_3^- .

-Une apparition des nitrates en quantités moindres suivi de leur disparition, ce qui montre le bon déroulement de la dénitrification.

IV.3.3.3 -CALCUL CINETIQUE

Notre travail a pour objectif, la détermination de la constante cinétique relative aux nitrates.

Pour ce calcul nous nous baserons sur l'hypothèse suivante:
"la vitesse de disparition des nitrates suit une loi type monod"

nous exprimons cette vitesse sous la forme suivante

$$R = -d(N-\text{NO}_3^-)/dt = K \cdot ((N-\text{NO}_3^-)/(K_n + N-\text{NO}_3^-)) \cdot (C/(K_c + C)) \cdot X$$

Au cours de notre cinétique, le carbone organique (substrat protéiné : le sang) est introduit en excès.

La biomasse X est pratiquement constante dont les quatre ballons: en faisant varier la concentration en nitrate, la vitesse de réduction des nitrates s'exprime sous la forme suivante:

$$R = -d(N-\text{NO}_3^-)/dt = K \cdot X \cdot (N-\text{NO}_3^-)/(K_n + N-\text{NO}_3^-)$$

$$= -(1/X) \cdot (d(N-\text{NO}_3^-)/dt) = K \cdot (N-\text{NO}_3^-)/(K_n + N-\text{NO}_3^-)$$

$$1/r = (1/K) \cdot (K_n + N-\text{NO}_3^-) / (N-\text{NO}_3^-) = (K_n/k) \cdot (1/(N-\text{NO}_3^-)) + (1/K)$$

Si nous traçons $1/r = f(1/(N-\text{NO}_3^-))$ la constante de vitesse de dénitrification est donnée par l'inverse de l'ordonnée à l'origine et la constante de monod est obtenue en mesurant la pente de la droite $1/r = f(1/(N-\text{NO}_3^-))$

Soit K_n/k (voir fig IV.9: linearisation de la formule de monod)

nous trouvons donc $K_n = 12,98$ mg de $\text{N}-\text{NO}_3^-$ et $k = 18,4$ mg $\text{N}-\text{NO}_3^-/\text{h}$.
en excès de carbone organique (sang brut) on a donc :

$$d(N-\text{NO}_3^-) / dt = -18 \cdot ((N-\text{NO}_3^-)/(13 + N-\text{NO}_3^-))$$

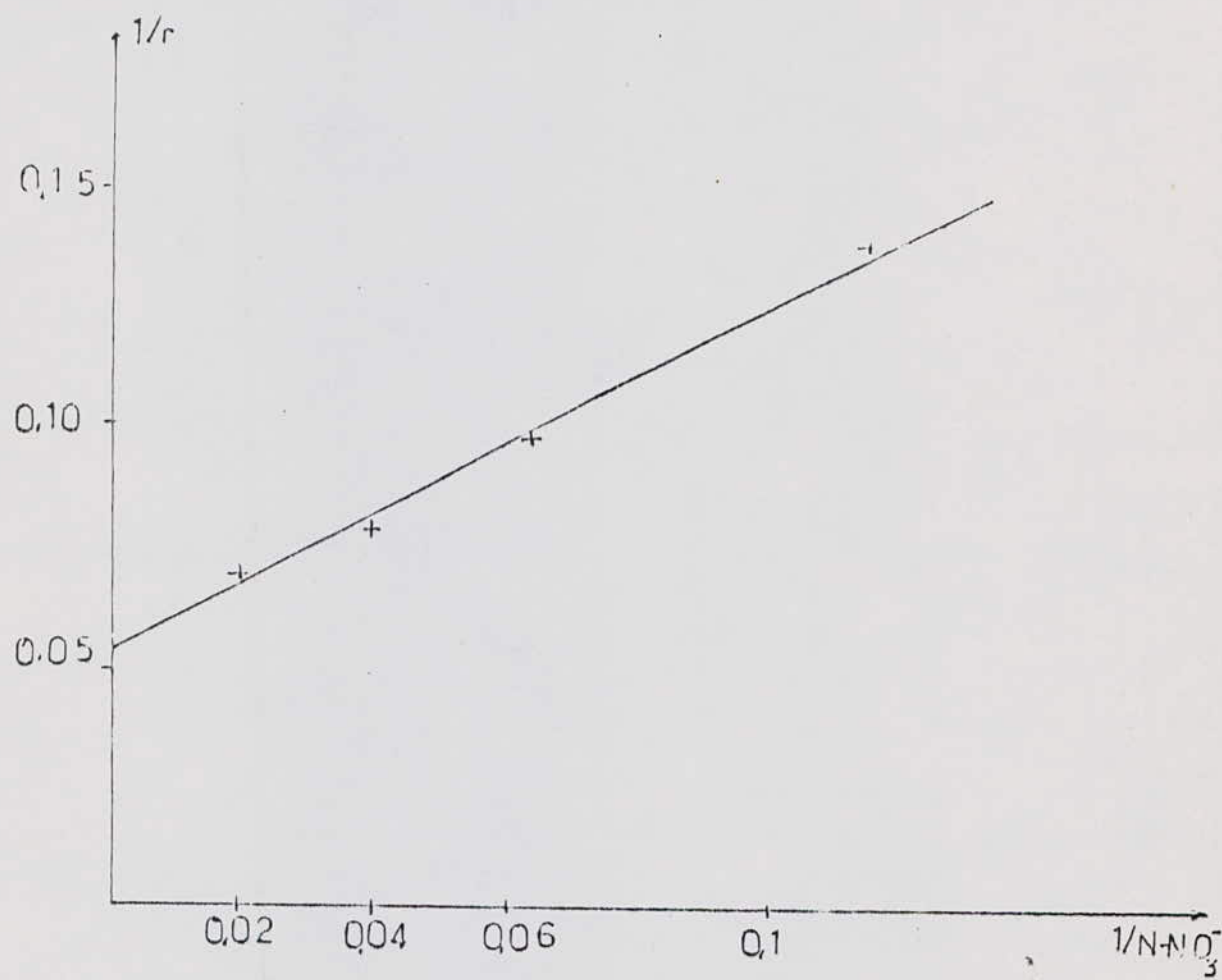


Fig 17-8

Linéarisation de la formule de Monod.

Tableau IV 1 : Variations des paramètres mesurés pour une teneur en nitrate de 50 mg N-NO₃/l

Date	ENTREE						SORTIE						T° C dans le Bioreacteur	C _V (mg/l)
	NO ₃ mg/l	N-NO ₃ mg/l	NFS mg/l	NO ₂ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	DCO mgd ₂ /l	NO ₃ mg/l	N-NO ₃ mg/l	NO ₂ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	DCO mg/l			
20/3/90	220,0	49,7	4773	-	-	-	37,5	8,5	-	-	-	22,3	83,0	0,096
21/3/90	201,7	45,6	5693	-	-	-	23,0	6,3	-	-	-	22,2	86,2	0,074
22/3/90	192,5	43,5	4580	-	-	-	33,5	7,6	-	-	-	22,0	82,5	0,083
24/3/90	212,5	45,0	5300	-	-	-	56,0	12,75	-	-	-	22,0	73,7	0,114
25/3/90	180,7	40,8	4449	-	-	-	36,0	8,35	-	-	-	22,0	79,8	0,110
26/3/90	201,0	45,4	3799	-	-	-	55,5	12,5	-	-	-	22,0	72,4	0,084
27/3/90	213,7	43,2	5320	-	-	-	38,0	8,6	-	-	-	21,3	82,3	0,084
28/3/90	255,0	50,0	5523	<< 1	0,30	-	35,5	8,0	<< 1	10,5	-	21,3	87,3	0,085
29/3/90	213,6	43,2	5627	<< 1	0,35	-	41,2	9,3	<< 1	11,5	-	22,0	80,7	0,079
31/3/90	203,5	46,2	4634	<< 1	0,45	3700,5	46,5	10,5	<< 1	12,5	190,3	22,0	77,1	0,076
01/4/90	153,9	42,7	5223	<< 1	0,55	3750,8	23,4	5,3	<< 1	12,7	190,80	21,4	94,5	0,079
02/4/90	219,3	49,5	6380	<< 1	0,60	3780,00	12,0	2,7	<< 1	11,6	70,00	21,4	94,5	0,072
03/4/90	198,5	44,8	5223	<< 1	0,45	3736,00	20,5	4,6	<< 1	13,0	110,53	22,5	89,7	0,079
04/4/90	221,6	50,0	46781,3	<< 1	0,35	3844,27	17,5	4,0	<< 1	10,7	93,32	22,0	92,1	0,083
05/4/90	213,4	49,3	7930	<< 1	0,55	3923,02	10,5	2,4	<< 1	11,2	67,30	22,2	95,2	0,087

Tableau N° 2 Variation des paramètres mesurés pour une teneur en nitrate de 100 mg N-NO₃/l

Date	ENTRÉE							SORTIE						
	NO ₃ mg/l	N-NO ₃ mg/l	MVS mg/l	NO ₂ mg/l	PO ₄ mg/l	DCO 2,2cm ³ / mg/d'oxygène/l	NO ₃ mg/l	N-mg ₃ mg/l	NO ₂ mg/l	PO ₄ mg/l	DCO mg/d'oxygène/l	dans le bioreacteur °C	γ % C _{org} C _{org} /C _{tot}	
22/4/90	412,7	93,2	3300	<<1	0,50	3460,6	45,5	101,3	1	8,5	109,5	22,0	89,0	
23/4/90	411,7	92,9	3580	<<1	0,70	3380,7	30,5	61,9	1	7,5	89,5	22,0	92,6	
24/4/90	399,9	90,3	3223	<<1	0,65	3303,3	35,5	81,0	1	9,5	99,7	22,0	91,1	
28/4/90	399,5	90,2	3660	<<1	0,60	3308,5	12,5	21,8	1	6,5	56,5	21,6	96,9	
29/4/90	410,1	92,6	3069	<<1	0,75	3509,3	53,3	151,2	1	10,5	110,3	21,8	85,8	
30/4/90	400,3	90,4	3100	<<1	0,00	3111,2	50,5	114,4	1	9,3	102,3	22,0	87,4	
01/5/90	422,9	95,9	3710	<<1	0,00	3303,3	35,5	81,1	1	8,4	92,2	22,0	91,5	
02/5/90	432,9	98,2	3470	<<1	0,00	3432,2	52,5	114,9	1	9,8	99,5	22,0	87,9	
03/5/90	433,9	99,1	3070	<<1	0,00	3220,3	49,5	114,2	1	7,7	96,3	22,2	88,7	
05/5/90	415,5	95,9	2800	<<1	0,00	3321,2	68,3	151,4	1	8,9	135,4	22,0	89,6	
06/5/90	425,8	96,1	3484	<<1	0,00	3220,6	50,5	114,4	1	10,3	100,5	22,0	88,1	
07/5/90	403,5	92,3	3200	<<1	0,00	3103,8	55,5	124,5	1	10,3	130,2	22,0	86,4	
08/5/90	413,2	93,3	3380	<<1	0,00	3228,7	52,3	111,3	1	9,2	103,2	22,0	87,3	

TABLEAU IV 3 VARIATION DES PARAMETRES MESURES DURANT LA NITRIFICATION - DENITRIFICATION -
DEPHOSPHATATIONS

Date	NITRIFICATION ENTREE					NITRIFICATION SORTIE									
	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	pH	NVS mg/l	TO Dans bioreacteur °C	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	N-NO ₃ ⁻ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	pH	NVS mg/l	DCO mg/l
9/5/90	48,19	2,3	<<1	0,65	8,35	530,0	22,0	1,0	117,5	26,6	0,97	1,25	7,61	3440	3103,5
10/5/90	44,10	2,4	<<1	0,45	8,53	520,0	21,5	0,9	103,2	23,3	1,25	0,65	7,61	3360	3350,6
12/5/90	45,24	3,3	<<1	0,60	8,50	507,0	21,7	1,2	107,6	24,3	0,80	0,85	8,05	3240	3300,6
13/5/90	44,09	4,5	<<1	0,60	8,60	583,2	22,0	0,6	112,9	25,5	0,60	1,30	8,00	3043	3300,2
14/5/90	49,79	2,5	<<1	0,62	8,43	527,3	22,5	0,5	126,2	28,5	1,00	0,95	7,70	3441	3430,6
15/5/90	45,91	2,3	<<1	0,55	8,22	520,0	22,0	0,4	103,6	23,4	0,83	0,85	8,01	3200	3660,0
16/5/90	36,24	3,3	<<1	0,45	8,53	430,2	22,00	1,7	69,1	15,6	0,53	0,75	-	3009	3308,0
17/5/90	34,06	4,1	<<1	0,47	8,20	370,4	21,7	1,5	76,6	17,3	0,73	0,55	-	3090	3097,0
19/5/90	35,36	3,2	<<1	0,55	8,10	380,5	21,8	1,8	73,1	16,5	0,65	0,67	-	3210	3057,0
20/5/90	35,06	2,5	<<1	0,66	8,35	440,2	21,3	1,8	69,1	15,6	0,32	0,90	-	30110	3220,5
21/5/90	35,80	4,0	<<1	0,50	8,34	410,3	22,2	1,7	75,6	17,0	0,93	0,69	-	3203	3560,3
22/5/90	37,43	4,3	<<1	0,42	-	380,7	22,2	1,7	80,6	18,2	1,01	0,55	-	3180	3430,3
23/5/90	36,22	3,5	<<1	0,53	-	358,8	22,0	1,8	74,8	16,9	0,65	0,15	-	3080	3325,2
24/5/90	34,22	2,6	<<1	0,57	-	337,8	22,0	1,6	76,2	17,2	0,67	1,13	-	3220	3560,20

SUITE TABLEAU IV 3

Date	Dénitrification sortie					Déphosphatation		
	N-NO ₃ ⁻ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	pH	T° °C dans le bioréacteur	ρ %	CV $\frac{\text{kg N-NO}_3^-}{\text{kg MVS} \cdot \text{d}}$	PO ₄ ³⁻ mg/l	Type de procédé
09/5/90	0,45	13,5	7,67	22,2	99,4	0,050	13,5	A
10/5/90	0,32	11,5	7,61	22,2	99,81	0,051	11,4	A
12/5/90	0,22	13,7	6,00	22,2	99,5	0,053	13,6	A
13/5/90	0,37	12,3	3,00	22,0	99,5	0,050	12,3	A
14/5/90	0,35	12,6	7,75	22,0	99,0	0,046	12,2	A
15/5/90	0,35	12,5	8,01	22,0	99,0	0,052	12,3	A
16/5/90	0,22	11,7	-	22,0	99,1	0,052	5,5	B
17/5/90	0,15	11,8	-	22,2	93,6	0,048	4,5	B
19/5/90	0,17	12,3	-	21,8	93,5	0,068	4,3	B
20/5/90	0,16	13,3	-	21,8	93,8	0,077	2,3	B
21/5/90	0,05	13,2	-	22,0	99,1	0,077	2,3	B
22/5/90	0,09	13,8	-	22,0	99,1	0,069	5,6	B
23/5/90	0,12	12,3	-	22,0	93,6	0,075	2,7	B
24/5/90	0,10	12,5	-	22,0	93,3	0,077	2,3	B

Tableau IV.4: Résultats de la cinétique de dénitrification pour 50 mg N-NO₃⁻/l

Temps en minute	0	30	60	135	180	210
NO ₃ ⁻ mg/l	205,5	146,0	113,0	31,0	17,0	8,0
N-NO ₃ ⁻ mg/l	46,4	33,0	25,5	7,0	4,0	2,0
N-NO ₂ ⁻ mg/l	0,4	0,82	0,56	0,11	-	-
DCO mg d'O ₂ /l	-	2546,9	1459,2	689,8	291,1	159,2

Tableau IV.5: Résultats de la cinétique de dénitrification pour 25 mgN-NO₃⁻/l

Temps en min	0	30	60	135	180	210
NO ₃ ⁻ mg/l	112,0	89,0	60,0	13,5	8,0	4,0
N-NO ₃ ⁻ mg/l	25,3	20,0	13,5	3,0	1,7	0,9
N-NO ₂ ⁻ mg/l	0,2	0,66	0,22	-	-	-
DCO mg d'O ₂ /l	-	3104,1	2069,4	928,6	398,0	212,3

Tableau IV.6: Résultats de la cinétique de dénitrification pour 15 mg N-NO₃⁻/l

Temps en min	0	30	60	135	180	210
NO ₃ ⁻ mg/L	73,1	52,0	6,0	-	-	-
N-NO ₃ ⁻ mg/l	16,5	11,7	1,4	-	-	-
N-NO ₂ ⁻ mg/l	0,25	0,67	0,61	-	-	-
DCO mg d'O ₂ /l		4881,6	3661,2	1406,1	583,7	291,8

Tableau IV.7: Résultats de la cinétique de dénitrification pour 10 mg N-NO₃⁻

Temps en mn	0	30	60	135	180	210
NO ₃ ⁻ mg/l	38,5	25,0	1,9	-	-	-
N-NO ₃ ⁻ mg/l	8,7	5,7	0,1	-	-	-
NO ₂ ⁻ mg/l	0,50	0,75	0,40	-	-	-
DCO mg O ₂ /l	-	5200,0	3953,2	1671,4	689,8	344,9

Tableau IV.8: Résultats expérimentaux de la cinétique de dénitrification

N° de ballon Variables	1	2	3	4
R mg N-NO ₃ ⁻ /h	9,0	12,7	16,2	18,0
R/X = C. (X = 1,26 g/l)	7,1	10,1	12,9	14,3
1/r	0,07	0,08	0,10	0,14
N-NO ₃ ⁻ mg/l	8,7	16,5	25,3	50,4
1/ N-NO ₃ ⁻	0,115	0,061	0,039	0,019

CONCLUSION

Ce travail dont l'objet était l'adaptation des bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes et l'optimisation du couplage nitrification-dénitrification a permis de mettre en évidence que :

- La nitrification et la dénitrification en présence de protéines sériques s'était possible
- Un bon rendement de dénitrification
- Une bonne déphosphatation
- L'étude cinétique a permis d'aboutir à une constante de bonod relative aux nitrates $K_n=13 \text{ mgN-NO}_3^-$ et une constante de vitesse de l'ordre de $K_d=18 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{h}^{-1}$

Nos essais ont montré que les teneurs en nitrites en nitrates et en ammonium; à la sortie du bassin de nitrification - dénitrification : $\text{NO}_2^- < 1 \text{ mg/l}$ $\text{NH}_4^+ < 2 \text{ mg/l}$ $\text{NO}_3^- = 50 \text{ mg/l}$)

On a atteint une valeur en nitrate inférieur à $0,5 \text{ mg/l}$ pour une charge en nitrate $C_v = 0,05 \text{ KgN-NO}_3^- / \text{KGMVS/J}$

Tous ces résultats devaient être bien entendu confirmés par une expérimentation poussée à grande échelle .

ANNEXE

ANNEXES

AZOTE

Ammonium (NFT90-015)
Methode spectrophotometrique
au reactif de Nessler

Nitrate (NFT90-012)
Methode spectrophotometrique
au reactif sulfophenique

Nitrite (NFT90-013)
Methode spectrophotometrique
au reactif de diazotation

PHOSPHATE

Orthophosphate (NFT90-023)

DCO

(NFT90-101)

MES-MVS

MES: evaporation à 105°C puis calcination à
550°C. La pesée différentielle donne : MVS

PH

Mesure à l'électrode

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- [1] J.P;LARPENT "Elements de microbiologie"
HERBAND ,Ed.des sciences et des arts ,Paris(1985)
- [2] W. W. ECKENFELDER "Gestion des eaux usées urbaines et industrielles"
Technique et documentation ,Paris(1982)
- [3] F. EDLINE "L'épuration biologique des eaux résiduaires"
Technique et documentation,Ed.CHEDDOC (1979)
- [4] H. ROQUES "Fondements théoriques du traitement biologique des eaux" Tome 1
Technique et documentation 2^e.Ed.,Paris (1980)
- [5] A.MEYER "Cours de microbiologie générale"
Ed. DOIN Paris (1984)
- [6] M.CORDONNIER "Fermentation " CHED de Rennes
- [7] G.COHEN "Microorganismes et biologie moléculaire"
HERMANN, PARIS(1976)
- [8] P.BROUZES "Précis d'épuration par boues activées"
Technique et doc.,Paris (1980)
- [9] P. PESSON "La pollution des eaux continentales: incidence sur les biocénoses aquatiques"
2^e ed ,Paris (1980)
- [10] G.MARTIN "Le problème de l'azote dans les eaux"
Technique et doc ,(1979)
- [11] J. BEBIN "Origine des pollutions azotées dans les eaux superficielles et les usées"
T S H-l'eau(1976)
- [12] Y. RICHARD ,A.LE PRINCE "L'azote dans le traitement des eaux potables:le traitement biologique"
TSH,Avril (1980)
- [13] A.GAID "Contribution à l'étude de l'élimination biologique de l'azote contenu dans les eaux résiduaires."
Thèse université de rennes (1974)
- [14] H. MOREAUD,D. GILLS "L'élimination de l'azote dans les eaux usées "
TSH - l'eau,avril,(1979)
- [15] D.CHAMPIAT,J.PAUL LARPENT "Biologie des eaux "
Methodes et technique ed.masson (1988)

- [16] G. BERTRU "L'eutrophisation des eaux et ses
consequences sur les traitements : les phenomenes
d'eutrophisation" T.S.M- l'eau, Juin (1985)
- [17] DEGREMONT "Nomenclature technique de l'eau "
Degremont 3 ed., Paris (1978)
- [18] L. LEVESQUE "Elimination des nitrates des eaux potables
rapport de synthese AREE Paris (1976)
- [19] F. HANVS, C BERNAR "Denitrification des eaux potables dans le
reacteur biologique à elimination continue de la biomasse"
- [20] Y. RICHARD, L. BRENER, G. MARTIN "Nitrification des eaux
souterraines et clarifiées " T.S.M- l'eau, Mars, (1979)
- [21] J.M PHILIPOT " Denitrification biologique: la nouvelle station
d'Eragny" Génie rural, Dec (1983)
- [22] J. M. PHILIPOT, A. PATTE "La denitrification biologique"
T.S.M- l'eau, AVRIL, (1988)
- [23] DE . LEVAL, REMACLE "Cinétique des transformations
microbiennes de l'azote en milieu aquatique" paris, (1974)
- [24] J. M . PHILIPOT "Elimination des divers formes de l'azote
d'un effluent urbain ou industriel avant son rejet dans le milieu
naturel" Génie rural N°12, Dec (1981)
- [25] O. DUFERRIAC, C. BOURGFOIS "valorisation du sang animal"
ed. APRIA (1985)

