

وزارة التعليم العالي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR

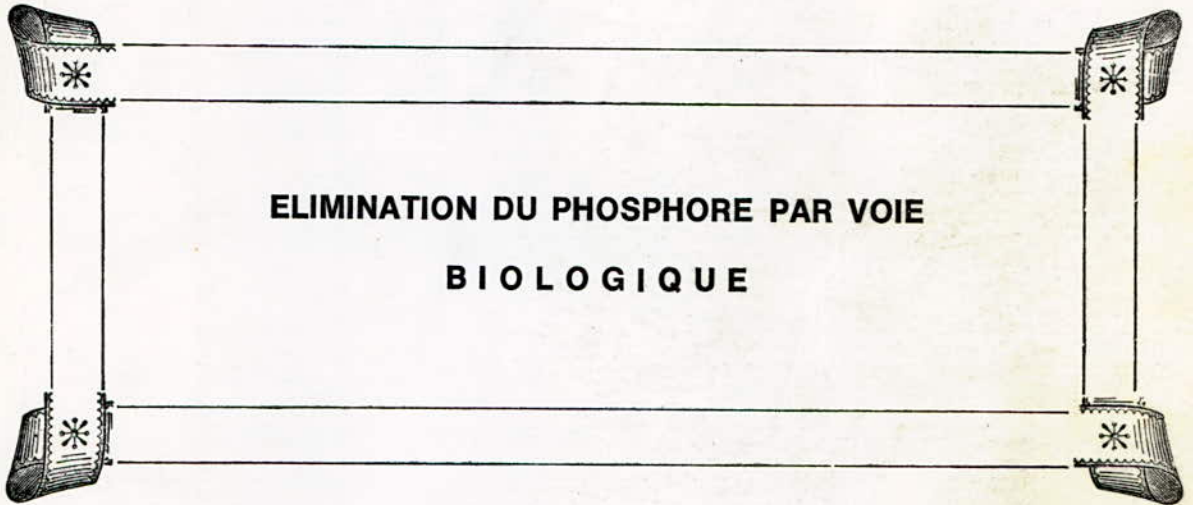
ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

DEPARTEMENT: ~~GENIE DE L'ENVIRONNEMENT~~

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
BIBLIOTHEQUE — المكتبة
Ecole Nationale Polytechnique

PROJET DE FIN D'ETUDES

pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'ETAT



ELIMINATION DU PHOSPHORE PAR VOIE
BIOLOGIQUE

Proposé par :

Mme N. ABDI

Etudié par :

Moussa M. SADI

Dirigé par :

Mme N. ABDI

et

KELZOU-
GANA

K. G. MAMAN

PROMOTION - JUIN 1988

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR.

ÉCOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE.

DÉPARTEMENT : GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT

PROMOTEURS : MME N. ABDI

ÉLÈVE INGÉNIEURS : MOUSSA SADI et KELZOU-CANA MAMAN.

هدف الدراسة هو تطوير طريقة عزل عنبر الفوسفور حيويًا في المختبر
أثناء البحث تبين أنه من أولئك الشروط للتحصيل على
"استهلاك خالص" بيولوجي لهاكل من فائض الفوسفور
هي أن تكون الكائنات المجهرية في ظروف لا هوائية خلال
فترة حياتها اللاهوائية خلدًا لها في تتخلى عن الفوسفور
في الوسط الخارجي كي تجمعته عند انتقالها إلى الحياة الهوائية.

Subject : Elimination du phosphore par voie biologique

Résumé :

L'objectif de l'étude est de développer au laboratoire un modèle d'élimination biologique du phosphore. Au cours de cette étude il a été mis en évidence que l'une des conditions primordiales pour obtenir une "surconsommation" biologique importante de l'excès de phosphore, est que les microorganismes soient soumis à un "stress" anaérobie. Durant la période d'anaérobiose les cellules de la boue relâchent le phosphore dans le milieu extérieur pour l'accumuler lors du passage dans la phase aérée.

Subject : Biological removal phosphorus.

Abstract :

The object of this study is to develop in laboratory a model of biological removal phosphorus. During this study it was shown that one of the primary prerequisites to obtain a biological over accumulation of the excess phosphorus is that the microorganisms undergo an anaerobic "stress". The sludge cells release phosphorus to the outside medium in the anaerobic period and accumulate it during the aerated phase.

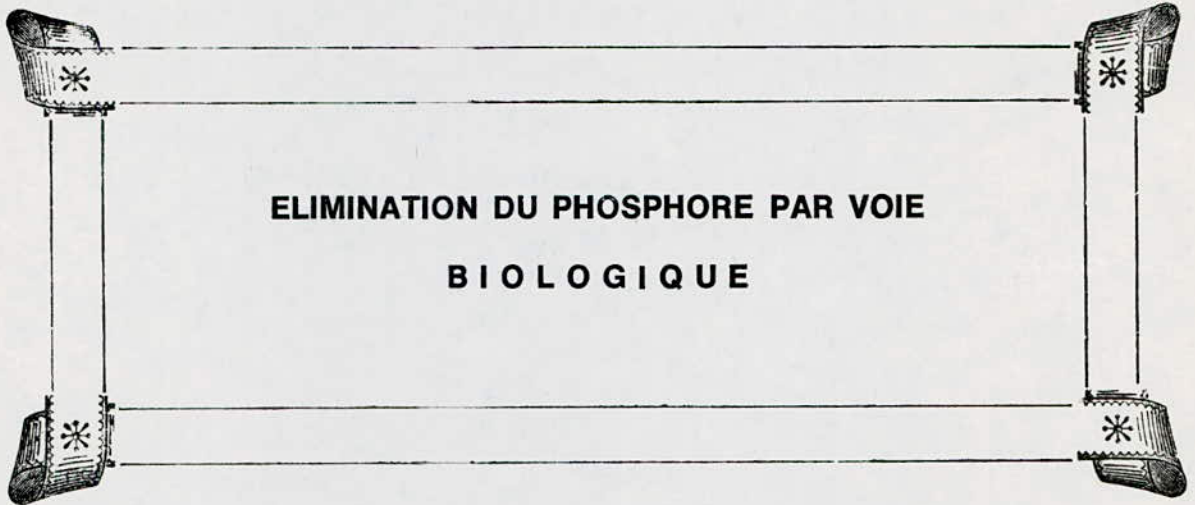
ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE

DEPARTEMENT ~~GENIE DE L'ENVIRONNEMENT~~

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
BIBLIOTHEQUE — المكتبة
Ecole Nationale Polytechnique

PROJET DE FIN D'ETUDES

pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'ETAT



Proposé par :

Mme N. ABDI

Etudié par :

M. SADI

et

K. G. MAMAN

Dirigé par :

Mme N. ABDI

PROMOTION - JUIN 1988

-oOo- II EDICACES -oOo-

Je dedie ce modeste travail à :

- Mes parents
- Mes frères et soeurs
- Mes amis(es)
- Ma mère patrie le NIGER

M. SADI

Je dedie ce modeste travail à :

- * Mon frère ZAKARYA.

KELZOU-GANA MANAW

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

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
BIBLIOTHEQUE — المكتبة
Ecole Nationale Polytechnique

Ce travail ne pourrait se réaliser sans la compétence distinguée et les précieux conseils de :

Mme N. ABDI HAIDER notre Promotrice, qu'elle trouve l'expression de notre respectueuse gratitude.

Nous remercions Mr R. KERBACHI Chef du Département Génie de l'Environnement, Mlle F. HAMDI, Mme MATEVA Enseignantes au Département de Génie de l'Environnement, Dr DOWGIALLO WARAZAWA (Pologne) ; Mr AHMED ZAID du Génie Chimique ; Mr BELHADEF du Génie Mécanique, la Responsable de la Bibliothèque du Génie Rural (I.N.A.), Mr MAHFOUD, Mr NOUAR, Mlle LEILA, Mr ISSAKA HACHIMOU, Mr MAZOU SANI, Mr KAYABA SEYDOU U.S.T.H.B. et tous les enseignants du Département de Génie de l'Environnement de l'E.N.P.

Nos remerciements vont également à tous les membres du jury pour avoir accepté de porter leur jugement sur ce travail.

Enfin, que tous ceux parents, amis ou connaissances qui nous ont apporté leur aide directe ou indirecte durant notre formation trouvent ici le témoignage de toute notre reconnaissance.

-000000000000-

II OMMAIRE .

	Pages
→ I. INTRODUCTION	1
I.1. Préambule	1
I.2. Objectif de l'étude	2
I.2.1. Objectif de l'étude	2
II. GENERALITES	2
II.1. Le phosphore	2
II.1.1. Caractéristiques	2
II.1.2. Propriétés physico-chimiques	3
II.1.3. Etat naturel - origines	2
II.1.4. Formes habituelles de rejet du phosphore	4
II.1.5. Cycle biogéochimique du phosphore	4
II.1.6. Rôle du phosphore	7
II.1.7. Effets sur l'environnement	7
II.2. Les procédés d'élimination du phosphore	10
II.2.1. Les procédés physico-chimiques	10
II.2.1.1. Principes	10
II.2.1.2. Précipitations par les sels de Fer, d'Aluminium et Calcium	10
a). Précipitations par les sels d'Aluminium	10
b). Précipitations par les sels de Fer	11
c). Précipitations par les sels de Calcium	11
II.2.2. Les procédés biologiques	12
II.2.2.1. Les procédés conventionnels par boues activées	12
a). Principes	12
b). Ecologie microbienne des boues activées	14
II.2.2.2. La déphosphatation biologique accrue	15
a). Définition	15

b).	Principe	16
c).	Les théories en présence	16
c.1	Elimination par précipitation extracellulaire liée à l'activité biologique	17
c.2.	Phénomène de stockage accrue à l'intérieur de la cellule	17
II.2.2.3.	Les différents procédés	18
a)	Procédé phoredox	20
b)	Procédé phoredox modifié	20
c)	Procédé A/O et A ₂ /O	21
d)	Procédé à alimentation étagée	21
II.2.2.4.	Rôle de la séquence anaérobie-aérobie	24
II.2.2.5.	Les microorganismes susceptibles de stocker le phosphore dans les boues activées	26
II.2.2.6.	Modèle biochimique de l'élimination biologique du Phosphore	27
a)	Métabolisme des polyphosphates	27
b)	Synthèse et dégradation du P _i H ₂ B.	30
c)	Bioenergetiques : force motrice du proton	32
d)	Transport à travers la membrane bactérienne	35
e)	Modèle postulé dans les conditions anaérobies.	35
f)	Modèle postulé dans les conditions aérobies (anoxiques)	38
II.2.2.7.	Paramètres ayant une influence sur la déphosphatation biologique accrue.	41
a)	Influence des nitrates	41
b)	Influence du rapport DCO/NMK	41
c)	Influence du rapport DCO/P	43
d)	Influence de la nature du substrat	43
e)	Influence du temps de séjour dans le décanteur	43
f)	Influence de l'âge des boues.	43

PARTIE EXPERIMENTALE

III. ELIMINATION DU PHOSPHORE PAR VOIE BIOLOGIQUE.	44
III.1. Matériels et méthodes	44
III.2. Méthodes d'analyse	44
III.2.1. Dosage des nitrates	46
III.2.2. Dosage des nitrites	46
III.2.3. Dosage des orthophosphates	46
III.2.4. Mesure du pH.	47
III.2.5. Détermination de la demande chimique en oxygène DCO	47
III.3. Alimentation	47
III.4. Conditionnement	48
III.5. Chemin effectué par un microorganisme	48
III.6. Résultats expérimentaux	48
III.7. Interprétations	49
III.8. Bilan du fonctionnement du pilote	61
III.9. Conclusions et recommandations.	61
ANNEXES.	

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 2.1.	Cycle du phosphore 6
Figure 2.2.	Schéma du principe des lames activées 13
Figure 2.3.	Procédé Baudenpho 22
Figure 2.4.	Procédé phoredox 22
Figure 2.5.	Procédé phoredox modifié..... 22
Figure 2.6.	Procédé phoredox modifié pour modifier l'effet des nitrates..... 23
Figure 2.7.	Procédé A/O et A2/O..... 23
Figure 2.8.	Les voies métaboliques de phosphore..... 29
Figure 2.9.	Les voies métaboliques du poly- β -hydroxybutyrate (P.H.B.)..... 31
Figure 2.10.	Bienergetique bacterienne : f.m;p..... 34
Figure 2.11.	Modèle postulé dans les conditions anaérobies des bacteries responsables de l'élimination biologique du phosphore..... 37
Figure 2.12.	Modèle postulé dans les conditions aérobies (et anoxiques) du métabolisme des bactéries bio-p... 40
Figure 2.13.	Effet des nitrates sur le relargage de phosphore.... 42
Figure 3.1.	Installation pilote d'un modèle d'élimination biologique du phosphore..... 45
Figure 3.2.	Evolution en fonction du temps du pH ; NO_2^- ; NO_3^- PO_4^{3-} pendant la 1ère semaine..... 51
Figure 3.3.	Evolution en fonction du temps du pH ; NO_2^- ; NO_3^- et PO_4^{3-} pendant la 2ème semaine..... 53
Figure 3.4.	Evolution en fonction du temps du pH ; NO_2^- ; NO_3^- et PO_4^{3-} pendant la 3ème semaine..... 55
Figure 3.5.	Evolution en fonction du temps du pH ; NO_2^- ; NO_3^- et PO_4^{3-} pendant la 4ème semaine..... 57
Figure 3.6.	Evolution en fonction du temps du pH ; NO_2^- ; NO_3^- et PO_4^{3-} pendant la 5ème semaine..... 59
Figure 3.7.	Correlation entre la quantité de phosphore relargué et la quantité de phosphore piégé..... 63



I. INTRODUCTION :

I.1. Préambule :

A notre époque où le développement de la démographie et de la croissance industrielle conditionnent notre environnement et notre manière de vivre, il importe plus que jamais de nous inquiéter de tout ce qui peut nuire à notre bien être et à nos conditions de vie.

Il est vrai que l'accroissement industriel comporte d'immenses bénéfices aussi bien sur la plan économique et social et apporte une nette amélioration du niveau social. Cependant le revers de la médaille fait que cet essor industriel s'accompagne des nuisances de nature biologiques, physiques et chimiques, qui se repercutent à court terme ou à long terme sur notre organisme à travers la chaîne alimentaire de laquelle nous dépendons. Parallèlement, la population active délaissant les campagnes s'est rapprochée et développée autour des centres industriels, créant ainsi de grandes villes dont les habitants déversent quotidiennement leur flux polluant dans un milieu recepneur pouvant être un lac, une rivière ou une mere

Cette double pollution urbaine et industrielle tiendra irrévrsiblement à limiter nos ressources en eaux si des sérieuses mesures préventives ne sont pas prises. Parmi toutes les solutions de traitement des eaux envisageables il en existe une qui fait intervenir les avantages naturels quernous offre la nature par l'intermédiaire des microorganismes ~~constituant~~ le système écologique. Il s'agit des procédés permettant le développement et le ~~contrôle~~ ^{est} de ces microorganismes dont le principal travail ^{est} l'élimination des nuisances organiques en les transformant en sels minéraux (1).

I.2. Objectif de l'étude :

L'objectif de l'étude est de développer au laboratoire un modèle d'élimination du phosphore basé sur le relargage puis la captation du phosphore par une biomasse microbienne. En effet certains microorganismes des boues activées ont la propriété d'accumuler du phosphore en grande quantité dans certaines conditions. Le procédé biologique que nous choisissons est une élimination des phosphates par métabolisation dans les boues activées soumises à une alternance de phases.

Les objectifs à atteindre sont de réduire la concentration des rejets en phosphore quel que soit les concentrations de l'eau brute à traiter et la forme chimique du phosphore à des teneurs de 0,5 à 1mg/l au maximum.

II. GENERALITES :

II.1. Le phosphore :

II.1.1. Caractéristiques :

Le phosphore a cinq électrons périphériques ; il présente généralement les états d'oxydation : -3, 0, +3, +5.

Poids atomique : 31, Nombre atomique : 15

Structure électronique : $1s^2, 2s^2, 2p^6, 3s^2, 3p^3$

Isotopes artificiels : 28, 29, 30, 32, 33, 34

Diamètre atomique : 1,10 Å

Se présentant sous deux variétés allotropiques principales : le phosphore blanc et le phosphore rouge.

II.1.2. Etat naturel - origines :

Il existe dans la nature un grand nombre des phosphates minéraux par lesquels on peut citer l'apatite ($3(PO_4)_3Ca_2 + FeCa(Cl_2Ca)$) ; la magnésite ($(PO_4)_3Mg_3 + FeMg_3$) et la struvite ($(PO_4)_4MgNH_4 + 6H_2O$). Il existe également

d'importants gisements de phosphates principalement de phosphates calcaires :

- les phosphorites : phosphates impurs d'origine minérale
- les guanos : provenant de la putréfaction des déjections et des cadavres d'oiseaux marins,
- les coprolithes formés à partir des excréments de certains reptiles.

Le phosphore existe à l'état d'acide phosphorique dans un grand nombre de roche, bien qu'en quantité souvent très faible. On trouve encore le phosphore dans certaines huiles et dans quelques pétroles. Le phosphore existe aussi dans les tissus animaux. (2)

Les sources reconnues du phosphore sont l'activité humaine (rejet dû à son métabolisme et celles en rapport avec ses activités), certaines activités industrielles (industries agro-alimentaires, laveries industrielles, les industries de traitement de surface etc...) produisant des rejets phosphatés et l'agriculture. On estime habituellement que dans les rejets domestiques le phosphore d'origine "humaine" représente 30 à 50% du phosphore total, alors que les rejets de detergents en représentent 50 à 70%. (3).

II.1.3. Propriétés physico-chimiques :

Phosphore blanc

Masse volumique : $1,8 \text{g/cm}^3$
 Point de fusion : 44°C
 Point d'ébullition : 290°C
 Soluble dans sulfure de carbone
 Point d'inflammabilité : 50°C
 Luminescent
 Vénéreux

Phosphore rouge

Masse volumique : $2,1$ à $2,3 \text{g/cm}^3$
 insoluble dans sulfure de carbone
 Point d'inflammabilité : 260°C
 Non luminescent
 Non vénéreux (4)

II.1.4. Formes habituelles de rejet de phosphore :

Le phosphore est présent dans les eaux sous diverses formes organiques (lié aux bactéries) et minérales :

- phosphore insoluble organique (matériel cellulaire, débris de plantes)
- orthophosphates organiques dissous (sucres^{phosphorylés}, phospholipides, phosphoamines etc).
- orthophosphates ($H_2PO_4^-$; HPO_4^{2-} ; PO_4^{3-})
- phosphates inorganiques condensés (pyrophosphates, tripolyphosphates, trimétophosphates etc...).

Dans une eau usée, le phosphore se trouve entre 50 à 80% sous forme d'orthophosphates (3).

II.1.5. Le cycle du phosphore :

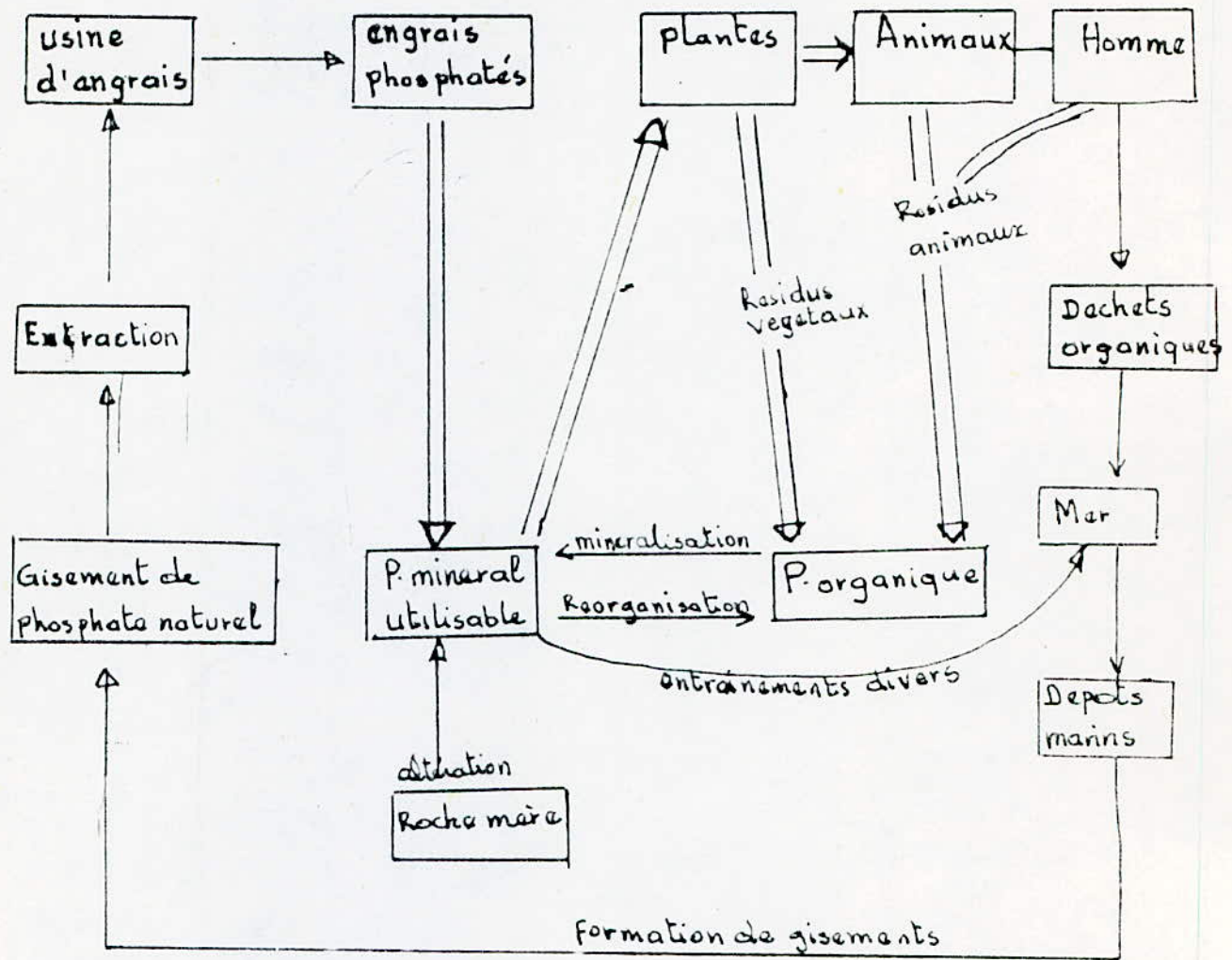
Le phosphore est un élément important de la matière vivante (constituant de l'ADN, l'ARN, et de l'ATP). Il est plus rare dans la biosphère que l'azote et a comme réservoir principal diverses roches qui cèdent peu à peu leurs phosphates aux écosystèmes. En milieu terrestre la concentration en phosphore assimilable (sous la forme d'ions orthophosphates PO_4^{3-}) est souvent faible et joue le rôle de facteur limitant. Les sources principales de phosphore comme l'apatite sont insolubles.

Une partie des phosphates est entraînée en mer par le ruissellement et elle peut s'y retrouver immobilisée dans les sédiments profonds. Lorsqu'il n'existe pas de courants ascendants permettant la remontée en surface, l'absence de phosphore est un facteur limitant. Le passage du phosphore de l'état organique (esters phosphoriques) à l'état de phosphates inorganiques est assuré par des bactéries (*Eubacillus* et *Bacillus*) et des champignons (*Saccharomyces* et *Penicillium*). Le phosphore entre dans les chaînes

alimentaires marines par l'intermédiaire du plancton et des poissons. Les oiseaux marins piscivores assurent son retour au moins partiel dans le milieu terrestre par l'intermédiaire des gisements de guano.

Dans le milieu marin les nitrates et les phosphates jouent le rôle de facteur limitant de la productivité primaire en raison de leur faible teneur dans les eaux superficielles.

C'est dans les zones de remontée d'eaux profondes que la productivité peut être importante grâce à l'arrivée de ces nitrates et phosphates. (5)



⇒ Flux principal
 → Flux secondaire

Fig: 2.1 cycle du phosphore

II.1.6. Rôle du phosphore :

Elément indispensable à la vie, le phosphore participe au métabolisme de diverses substances biochimiques notamment par sa faculté de transport d'énergie ; c'est pourquoi on le rencontre comme élément majeur dans toutes les parties vitales du corps humain (53,3% des os ; rôle de soutien : 48% dans les muscles et le cerveau et dans les végétaux. Il est un élément majeur du développement végétal (engrais, humus.... (6).

II.1.7. Les effets sur l'environnement :

Le processus d'eutrophisation résulte d'un accroissement de fertilité des eaux de lac par apport d'éléments nutritifs, en particulier de phosphates et de nitrates qui favorisent la prolifération du phytoplancton et des plantes aquatiques. Ces végétaux empêchent le passage de la lumière et prélèvent alors dans l'eau des quantités importantes d'oxygène au détriment de la faune et spécialement des poissons qui régressent progressivement puis disparaissent. Ce phénomène peut affecter la plupart des eaux de surface, courantes ou non et en particulier les lacs et les réservoirs servant au stockage. Outre la disparition des poissons, l'invasion des algues souvent gluantes et colorées s'accompagne parfois d'odeurs désagréables due à leur putréfaction : lacs et rivières perdent alors l'attrait qu'ils exerçaient sur les habitants ou les touristes qui désertent leurs rives. (7)

Peu à peu, ce processus accélère la sédimentation : le lac se retrécit, se comble et finit par disparaître.

L'homme accélère considérablement l'eutrophisation des eaux de nos jours car il deverse dans les lacs et les mers fermées des quantités considérables de matières organiques fermentescibles et d'effluents riches en

phosphates (detersifs, engrais et en nitrates). (7)

Il est probable que dans le phénomène d'eutrophisation ; d'autres substances telles que le potassium, le soufre et les oligoéléments en provenance des sources les plus diverses de l'activité humaine jouent un rôle mais l'azote et le phosphore constituent les facteurs essentiels. Réduire suffisamment la teneur de l'un de ces composés doit permettre d'éliminer tout risque d'eutrophisation. (3)

Les principaux stades de l'eutrophisation :

Stade A : le lac exposé à une pollution croissante accumule dans ses eaux d'importantes quantités de sels minéraux nutritifs amenés par les effluents d'origines diverses.

Stade B : l'enrichissement des eaux en éléments nutritifs va déclencher la prolifération des algues.

Stade C : la mort de cette masse considérable d'algues va provoquer la consommation rapide de l'oxygène contenu dans les couches profondes. Celles-ci subissant une dégradation aérobie qui sera l'œuvre de nombreux sapro^{ph}ites. L'appauvrissement en oxygène se traduit par la disparition des salmonidés (poissons d'eaux douces).

Stade D : l'ultime stade d'eutrophisation est marqué par l'apparition des fermentations anaérobies après déplétion totale de l'oxygène dissous dans les couches profondes. Ce stade se caractérise par l'apparition de fermentation putrides avec dégagement d'hydrogène sulfuré et d'ammoniac. (7)

L'eutrophisation des eaux due aux activités humaines doit généralement être considérée comme une dégradation indésirable de l'environnement qui aboutit à une détérioration de la qualité de l'eau et interfère avec la plupart de ses utilisations, en provoquant dans bien des cas, d'importantes pertes économiques.

. Incidence sur la gestion des eaux :

L'influence de l'eutrophisation sur l'approvisionnement en eau potable peut être sérieuse pour diverses raisons : sa qualité finale est diminuée et sa sécurité peut être réduite. De plus sa préparation est rendue difficile et plus coûteuse.

Parmi les problèmes rencontrés on peut citer : un colmatage rapide des filtres par les diatomés et autres algues ; une perturbation du traitement de floculation par des substances organiques ; goûts et odeurs persistants et désagréables ; concentrations anormales de certaines substances telles que manganèse, fer et ammoniac pouvant causer des colorations ou d'autres problèmes ; risque accru de redeveloppement bactérien dans l'eau potable, dû aux salissures induites dans les réseaux de distribution. Dans la plupart des pays, les produits detergents contiennent une proportion élevée de polyphosphates ; la réduction considérable de cette teneur en phosphate est un moyen efficace pour diminuer la charge en phosphore des eaux. Les detergents fournissent à peu près la moitié du phosphore présent dans les eaux usées urbaines. De plus, comme les polyphosphates se trouvent sous une forme chimique très soluble et directement se trouvent sous une forme chimique très soluble et directement absorbable par les plantes, leur impact sur la charge fertilisante et l'eutrophisation est particulièrement important. (8)

II.2. Les procédés d'élimination du phosphore :

II.2.1. Les procédés physico-chimiques :

II.2.1.1. Principes :

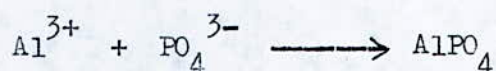
Ce sont des phénomènes de précipitations qui regroupent un grand nombre de variantes dont le principe commun est l'insolubilisation du phosphate et son élimination sous forme de boue. (3) Les propriétés des orthophosphates (50 à 90% du phosphore total) à former des précipités stables avec les ions ferriques, ferreux, aluminium et calcium sont connus depuis longtemps. Dans ces conditions, l'addition de calcium ou d'un sel de fer ou d'aluminium permet d'espérer un piégeage de la quasi-totalité des orthophosphates donc la plus grande partie du phosphore total des effluents. Ces 3 produits n'ayant pas d'effet négatif sur la faune épuratrice, il est possible d'obtenir une bonne élimination du phosphore contenu dans les eaux usées en combinaison avec un procédé d'épuration biologique. (9)

II.2.1.2. Précipitation par les sels de fer, d'aluminium et de calcium :

a). Précipitation par les sels d'aluminium :

L'efficacité dépend d'une part du pH et d'autre part du rapport Al/P employé. Le précipité obtenu est un mélange de $Al(OH)_3$ et $AlPO_4$ bien que la précipitation de ce dernier soit favorisée. Le sel d'aluminium peut être injecté au niveau du traitement primaire ou directement au niveau du traitement biologique ou encore faire l'objet d'un post-traitement particulier. Dans un intervalle de pH de 6 à 6,5 il faut ajouter de 1,5 à 3 moles d'aluminium par mole de phosphore. Si l'eau est alcaline ; il faut l'acidifier en vue de réduire la formation de $Al(OH)_3$. Lorsque le sel d'aluminium est ajouté au niveau du traitement biologique, l'addition doit avoir lieu

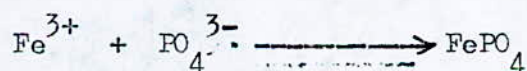
juste avant le décanteur secondaire. Il faut en effet, éviter la précipitation du phosphore avant son utilisation par les microorganismes dans le bassin biologique. (10)



b). Précipitation par les sels de fer :

L'étude de la précipitation par les sels de fer est plus complexe ; il faut tenir compte en effet de l'existence des ions (Fe^{2+}) et ferriques (Fe^{3+}) dont la présence est fonction de la concentration en oxygène, du pH, de la présence de carbonate et de sulfure. Le dosage varie de 2 à 5 moles Fe^{2+} (mole de P - PO_4^{3-}). Le pH optimum de 5 n'est pas compatible avec le pH recommandé pour les traitements biologiques conventionnels (boues activées, lits bactériens, disques biologiques...).

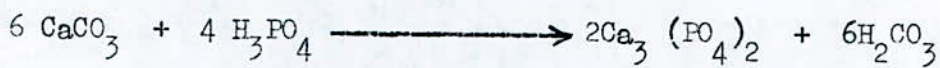
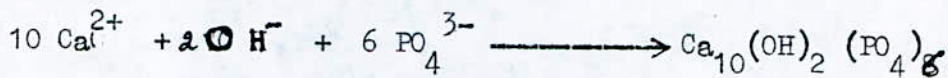
La précipitation à pH 7 conduit à la formation d'un précipité colloïdal ; ce qui nécessite l'addition d'un polyelectrolyte si l'on veut obtenir une teneur résiduelle en phosphate total. (10).



c). Précipitation par les sels de calcium :

Selon la valeur du pH, la teneur en phosphates des eaux peut être fortement diminuée par précipitations sous forme d'hydroxyapatite $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$. Entre pH 9 et 10,5, il y a aussi précipitation du carbonate de calcium. Contrairement aux phosphates de fer et d'aluminium le précipité de phosphate de calcium se développe très lentement surtout à pH = 7. La dose de chaux est fonction de la dureté et de l'alcalinité de l'eau.

En milieu nettement alcalin on peut atteindre une très faible teneur résiduelle en phosphate soluble ; la teneur résiduelle de MES peut toutefois rendre nécessaire une filtration de l'effluent. Dans le cas contraire, il y aura résolubilisation du précipité lors de l'ajustement du pH de l'effluent (recarbonisation). (10)



Pour la chaux, le mécanisme de la précipitation demeure un ^{complexe} ~~pas~~ plus dans la mesure où plusieurs réactions sont concomitantes :

- action directe de la chaux sur les orthophosphates
- adsorption des orthophosphates sur le carbonate de calcium formé par l'action directe de la chaux sur le bicarbonate du milieu. (10)

Ces procédés se traduisent toujours par une augmentation des boues en excès. En outre, l'utilisation des réactifs chimiques en font des traitements coûteux et d'exploitation contraignante. Ces inconvénients ont conduit à étudier d'autres procédés en particulier ceux s'appuyant sur des mécanismes biologiques. (12)

II.2.2. Les procédés biologiques :

II.2.2.1. Les procédés conventionnels par boues activées :

a). Principes :

Les systèmes à boues activées constituent un mode épuratoire très répandu. La boue "activée" se présente sous la forme d'un liquide de couleur marron à gris, contenant en suspension des particules floculeuses formées des microorganismes et accessoirement des débris minéraux et végétaux divers. (13)

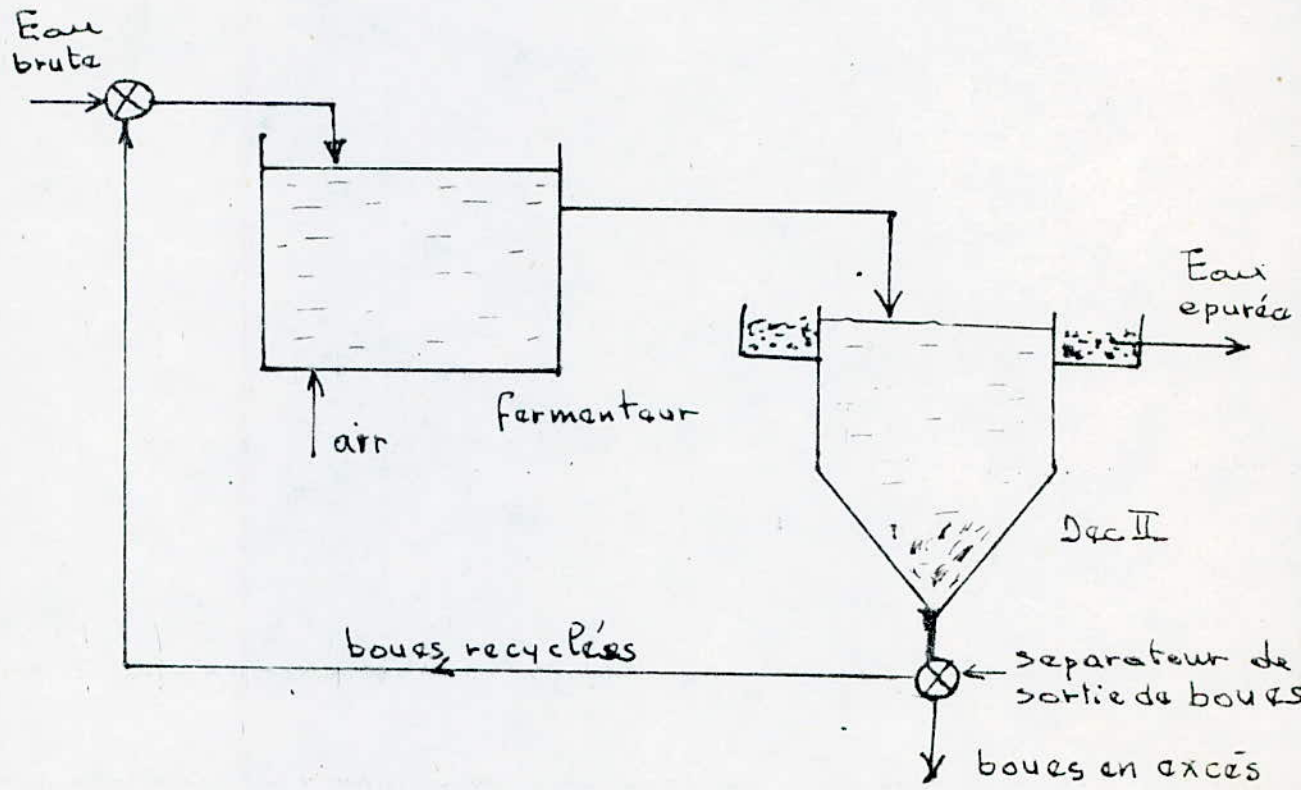


Fig: 2.2 : schéma de principe de boues activées [14]

Un bassin à boues activées est un réacteur biologique alimenté en continu dans lequel la biomasse est brassée et aérée en même temps que l'eau usée ; la biomasse est ensuite séparée dans un décanteur secondaire. Une partie de la boue épaissie est recyclée dans le bassin aérateur.

Le procédé conventionnel fait appel à de longs bassins rectangulaires, où l'écoulement est du type piston avec un certain mélange longitudinal. Les boues recyclées sont réintroduites dans une chambre de mélange située en tête de bassin. La liqueur mixte traverse le bassin et subit une épuration progressive. (10)

Dans le système à boues activées l'épuration se situe à deux niveaux :

- . oxydation des substances minérales et organiques par les microorganismes (essentiellement les bactéries)
- . séparation du "floc" de l'effluent de sortie par décantation avec élimination par adsorption de différentes particules minérales, bactéries, cadavres et déchets non dégradés. La qualité de l'épuration dépend donc : de la présence de microorganismes ; de la qualité du "floc". (14)

b). Ecologie microbienne des boues activées :

L'examen microscopique d'une boue activée peut révéler différents types de microbes d'une part les bactéries et les champignons dont la nourriture est constituée de la pollution organique des eaux et d'autre part des protozoaires et des métazoaires qui sont le plus souvent prédateurs des précédents. Le floc qui contient la plupart des bactéries et des champignons est caractérisé par une substance mucilagineuse comprenant les productions microbiennes et les matières difficilement dégradables. Les protozoaires et les métazoaires peuvent être ou non liés à ces particules.

La microflore comprend : des bacteries libres, des bacteries filamenteuses, des bacteries floculées et des champignons. (13)

La microfaune :

- des protozoaires :

- . les ciliés (G. Coleps, Paramecium...)
- . les ciliés peritriches (G. Opercularia, Epistylis, G. Vorticella)
- . les suctoridés (G. Tokophrga quadripartita, G. Podopyra)
- . les ciliés hypotriches (G. Euplote, Aspidisca)
- . les ciliés holotrophes (G. Chilodonella, G. Lionotus ; G. Stentore)
- . les protozoaires rhizopodes (Thecaoebiens)

- des métazoaires :

- . les rotifères (G. Philodina, G. Keratella)
- . les Nématodes. (14)

Ces microorganismes participent à l'équilibre du milieu et peuvent sécréter des substances inhibitrices ou activatrices du développement d'autres espèces. Ils semblent avoir un rôle dans la formation de la zooglye. Les protozoaires et les métazoaires sont des aérobies stricts sensibles au manque d'oxygène et à la présence de toxiques. Leur présence en nombre suffisant témoigne de l'absence des substances toxiques et d'une teneur normale en oxygène du milieu. (14)

II.2.2.2. Déphosphatation biologique accrue :

a). Définitions :

On parle de déphosphatation biologique accrue lorsque l'élimination du phosphore sera supérieure aux besoins habituels de la synthèse bactérienne. La formule communément admise de la biomasse $C_{106}H_{180}O_{45}N_4P$ indique un pourcentage en masse de 1,3%.

L'assimilation de phosphore par activité biologique de la flore microbienne conduit à la production de boues contenant environ 2% de cet élément par rapport aux matières sèches. Nous considérons donc qu'il y a déphosphatation biologique accrue seulement lorsque les teneurs en phosphore dépasseront largement ces valeurs. (12)

b). Principe :

Divers schémas ont été proposés au cours de ces dernières années pour mettre en pratique un procédé biologique permettant une déphosphatation biologique accrue. Tous ces schémas sont basés sur une alternance anaérobie-aérobie de la boue activée afin d'engendrer un phénomène de "stress" chez la bactérie. Dans ces conditions une boue activée consomme jusqu'à trois fois plus de phosphore que dans les conditions normales. (3)

c). Les théories en présence :

Cette "surélimination" du phosphore des eaux usées par les microorganismes est actuellement expliquée par deux théories qui suscitent quelques controverses.

Certains auteurs attribuent cette assimilation à un phénomène biologique dans lequel le phosphore éliminé est accumulé dans le matériel cellulaire (on parle alors d'assimilation plethorique ou "luxury uptake") dû à une perturbation du métabolisme des bactéries des boues activées ; tandis que d'autres pensent que le phosphore en excès piégé dans les boues est probablement le résultat d'une précipitation chimique sous forme de phosphates de calcium qui sont ensuite enveloppés dans le floc de boues activées. (3)

c.1. Elimination par précipitations extracellulaires
liées à l'activité biologique :

Sur la station de San-Antonio (U.S.A.) ; il a été observé une élimination de 96% de phosphore avec une concentration dans la biomasse de 4,2% à 6,5%. MENAR et JENKINS (1969) ont repris ces résultats afin de leur donner une explication. Postulant que la solubilité du phosphate de calcium est fonction du pH du milieu, la précipitation est expliquée de la façon suivante :

Dans un bassin de boues activées classiques, le pH est directement lié au taux du CO₂ dissous ; pour un débit d'air fourni constant, l'oxygène dissous consommé et le CO₂ produit sont élevés en tête de bassin, le pH est donc faible. La consommation d'oxygène dissous et la production de CO₂ allant ensuite décroissant au fur et à mesure que s'épuise la masse de matière organique disponible, la concentration en CO₂ dissous va diminuer par "stripping" et le pH croître jusqu'à atteindre une valeur favorable à la précipitation du phosphate de calcium.

Ces auteurs admettent une incorporation intracellulaire du phosphore de 20 à 30% du phosphore éliminé dû à la synthèse bactérienne mais ils affirment que la plus grande partie est éliminée sous forme d'un précipité de phosphate dû à des variations du pH du milieu extracellulaire. (12).

c.2. Phénomène de stockage accrue à l'intérieur de la cellule :

Afin de mettre en évidence le stockage intracellulaire du phosphore YALL et COLL (1970) ont travaillé sur laboue de la station de Tueson (Arizona) en utilisant le phosphore marqué ³²P et la propriété du 2,4 dinitrophenol à bloquer la phosphorylation oxydative. Ces auteurs ont constaté un échange très important et très rapide de ³²P entre l'eau et la boue suivant les

conditions d'anaérobiose ou d'aérobiose dans lesquelles la biomasse se trouve. Par l'ajout de 2,4 dinitrophenol (DNP), ils ont observé non seulement une inhibition de l'élimination du P mais également une fuite de celui-ci vers le milieu extracellulaire. Ceci semblerait montrer que l'on a un équilibre dynamique du P entre son accumulation et son utilisation par la voie de la phosphorylation oxydative. Par leur expérience de marquage, ils ont également constaté que seulement 33 et 35% des 4% de ^{32}P associé à la boue étaient sous forme d'un précipité inorganique de phosphate de calcium. Ces expériences montrent que l'élimination biologique du P est essentiellement un stockage intracellulaire, la précipitation chimique n'étant responsable de ce phénomène que pour une part modérée. (12).

II.2.2.3. Les différents procédés :

Afin d'éliminer le phosphore par voie biologique, il est indispensable d'optimiser la nitrification-dénitrification de l'effluent, le rendement d'élimination est fonction du degré d'anaérobiose du milieu et il ya avantage à ce que ce dernier soit important afin d'accélérer la cinétique de la phase acidogène et d'intensifier au maximum la formation des substrats carbonés à courte chaîne. (15)

- Nitrification :

Elle consiste à l'oxydation de l'ammoniac en nitrites par les Nitrosomonas et en l'oxydation des nitrites en nitrates par les Nitrobacters :



D'autres organismes oxydent également l'ammoniac en nitrites, les Nitrosococcus, Nitrosospina, Nitrosocystis ... etc.



transformation des nitrites en nitrates par les Nitrobacters.

Les germes nitrifiants sont des autotrophes et utilisent le CO_2 et le HCO_3^- comme source de carbone. Ils peuvent survivre à des périodes d'anaérobiose ne dépassant pas 4 heures. Pour que la nitrification se produise efficacement l'âge des boues doit être plus grand que le temps de duplication des germes nitrifiants. Dans le cas contraire les germes seront éliminés du système.

Plusieurs auteurs ont montré que la nitrification est active dans un domaine de température variant de 5 à 45°C, l'optimum se situant entre 25 et 35°C. La nitrification est influencée très sensiblement par le pH, elle est possible dans un intervalle de pH variant de 6 à 9. (10)

- Denitrification :

C'est un processus microbien d'oxydation des matières organiques par l'oxygène des nitrates ayant pour but la récupération de l'énergie libérée par cette oxydation et utilisée par les besoins de la croissance des organismes dénitrifiants. Les principaux microorganismes concernés sont d'après PAINTER les Pseudomonas, les Micrococcus, les Denitrobacillus ...etc. Les nitrates sont réduits principalement en N_2 et en plus faible proportion en N_2O :



Les germes dénitrifiants sont heterotrophes et exigent donc pour leur développement une source de carbone organique. L'effet très marqué du pH

sur la vitesse de denitrification est lié à la teneur en oxygène dissous. Des pH acides ne compromettent pas la dénitrification, même en présence d'oxygène ; par contre en milieu alcalin il est nécessaire de se trouver en milieu strictement anaérobie.

Selon MOORE et SCHROEDER (1971) la réduction des nitrates en nitrites est couplé avec le système de transfert d'électron dans les cellules et fait

donc intervenir la synthèse d'A.T.P d'une façon tout à fait analogue à l'utilisation de l'oxygène dissous au cours de la respiration des cellules. Mais ces réactions sont plus lentes que les réactions se faisant à partir de l'oxygène dissous ce qui explique que la dénitrification ne soit possible qu'en anaérobiose. (16)

a). Procedé phoredox (1979)

Le procedé ~~Bowden~~ Bowdenpho destiné à l'élimination de l'azote permet également l'élimination du phosphore. Des mesures de la concentration en phosphore dans les différents compartiments ont montré un relargage massif de phosphore dans le troisième bassin dans la mesure où celui-ci ne contenait pas des nitrates. Ce fut la première mise en évidence du rôle néfaste des nitrates sur le relargage des orthophosphates (voir Fig. 2-3)

Pour créer le "stress" bactérien nécessaire à la dephosphatation. BERNARD plaça une zone anaérobie en tête de traitement ; ce procedé fut appelé phoredox. (voir Fig. 2-4)

b). Procedé phoredox modifié (1979) :

SIMPKINS et Mc LAREN (1979) en expérimentant le procedé phoredox ont constaté que le taux de dénitrification dans le 2ème bassin anoxique est très faible comparé à celui du 1er bassin non aéré. Ces auteurs ont suggéré de supprimer ce bassin et d'augmenter le volume du 1er compartiment anoxique. Ce procedé comportant 3 zones (anaérobie, anoxique et aérobie) est le procedé phoredox modifié (voir Fig. 2-5).

BARNARD proposa une nouvelle modification de ce procédé car il constata qu'il n'était pas nécessaire que la totalité des boues passe par un stade d'anaérobiose si une partie de la biomasse seulement est recyclée dans le bassin anaérobie pour un temps de séjour donné, le "stress" sera plus prononcé et sera obtenu plus rapidement que lorsque la totalité de la biomasse y est admise ; en effet le rapport DCO/masse de microorganismes est plus élevé et la quantité de nitrates apportés dans le bassin anaérobie est plus faible, ceci étant dû au volume réduit de boues recyclées (voir Fig 2-6)

c). Procédé A/O et A₂/O :

Le procédé A/O développé aux Etats Unis est simple, comparé aux systèmes précédents : il est composé d'un bassin anaérobie suivi d'un bassin aéré. Son originalité réside dans le fait qu'il est modifiable c'est à dire que le bassin de boues activées est divisé en modules que l'on peut aérer ou non, d'où sa souplesse de fonctionnement. C'est un procédé à forte charge ; le temps de séjour est très court inférieur ou égale à une heure dans la zone anaérobie et de deux heures dans la zone aérée. La mise en place de la nitrification-dénitrification modifie ce procédé qui devient A₂/O (anaérobie, anoxic, oxic) (voir Fig. 2-7).

d). Procédé à alimentation étagée (A.R) :

C'est un procédé mis en place pour la nitrification-dénitrification; il permet de traiter des effluents dont le rapport NTK/DCO est très élevé (0,135mg d'N/mg de DCO). La totalité de l'effluent à traiter et des boues recyclées est admise dans une première cuve non aérée, puis après un temps de séjour suffisant la liqueur mixte est introduite en différents points du réacteur de boues activées. Ce dernier comporte deux zones non aérées qui assurent la dénitrification de la liqueur mixte nitrifiée dans les zones

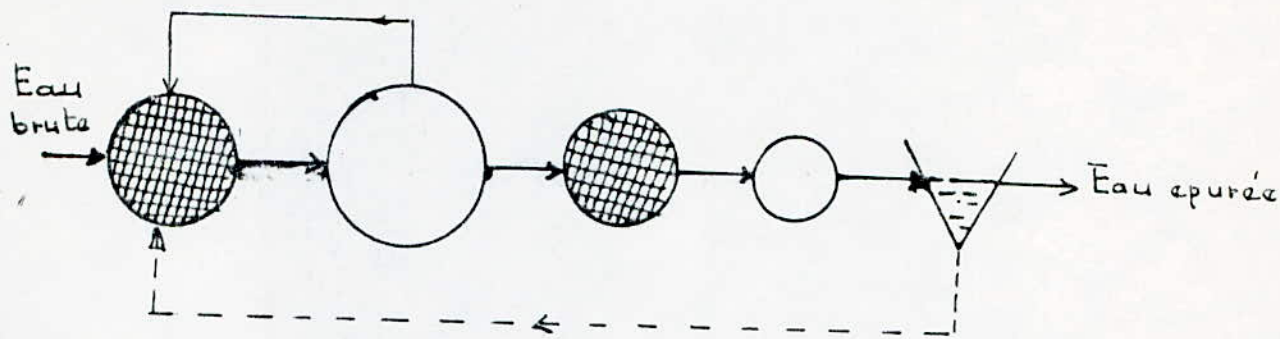


Fig: 2-3 Procédé Bardenpho

- zone aérée
- ▨ zone anaérobie
- ▤ zone anoxique

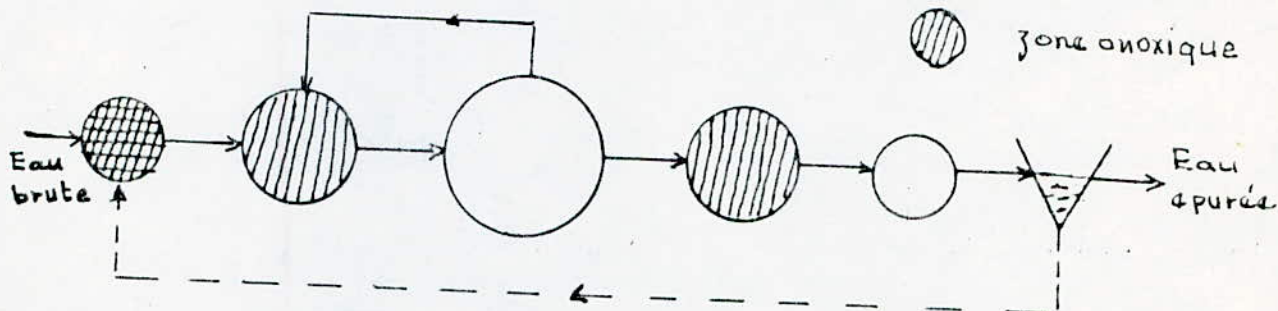


Fig: 2-4 Procédé Phoredox

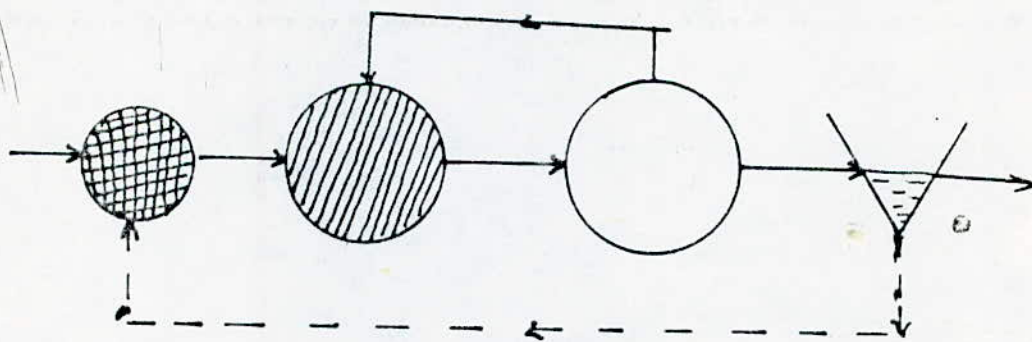


Fig: 2-5 Procédé Phoredox modifié [17]

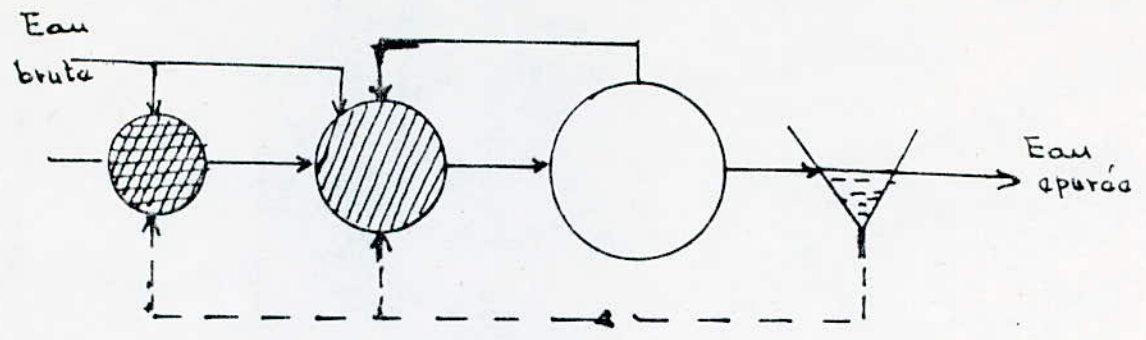


Fig: 2.6 Modification du procédé phoredox pour modifier l'effet des nitrates

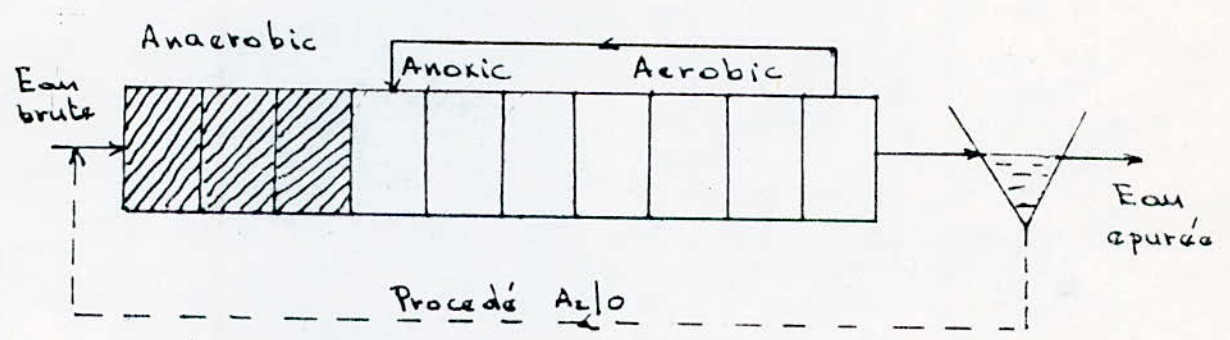
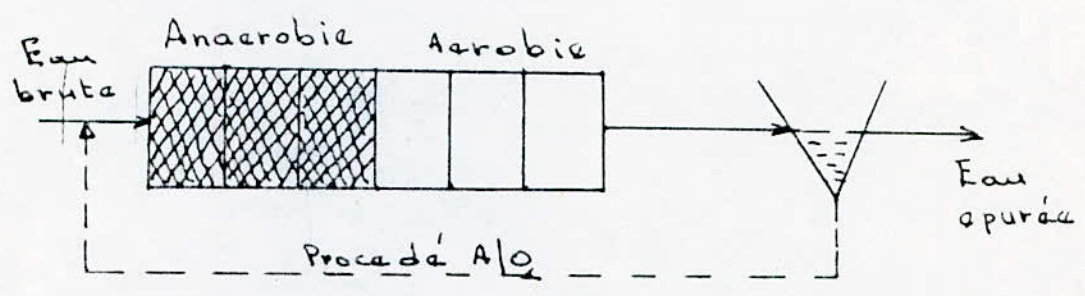


Fig: 2.7 Procédé A/O et A₂/O [17]

précédentes. Les résultats obtenus avec un tel procédé sont une élimination de 90% de DCO ; 81% de l'azote de kejdhall et 81% du phosphore soluble. (17)

Tous ces procédés sont basés sur une alternance de phases : anaérobie et de la boue activée d'où la nécessité de voir leur différents rôles.

II.2.2.4. Le rôle de la séquence anaérobie-aérobie :

Si l'on considère le chemin effectué par un "microorganisme épurateur de floccs" celui-ci se trouve tout d'abord en tête du système en présence de toute la pollution carbonée dans une zone anoxique (qui signifie un état où l'oxygène libre est absent, bien qu'il puisse y avoir des nitrates) dans un premier temps ; puis anaérobie (absence complète de l'oxygène libre ou lié) après une consommation des nitrates éventuels de l'effluent. En suite cette même bactérie se trouve dans un bassin d'aération où elle dégrade la pollution. Enfin, avant d'être recyclée en tête, cette bactérie séjourne dans le décanteur en absence d'oxygène dissous et de pollution dégradable le temps nécessaire à sa décantation et à sa reprise dans le circuit des boues de retour.

Le rôle de la zone anaérobie dans ce procédé d'élimination de phosphore est encore mal défini et plusieurs hypothèses peuvent être considérées : outre une sélection bactérienne évidente, puisque certaines bactéries aérobies strictes qui ne peuvent supporter un état d'anaérobiose de quelques heures sont irrémédiablement éliminées, l'alternance des phases pourrait avoir un double rôle :

- une modification profonde du métabolisme des microorganismes de la biomasse ;
- un déplacement de l'équilibre des populations bactériennes de la boue en faveur de celles dont les exigences nutritionnelles sont basées sur des substrats à courte chaîne carbone telles que Acinetobacter. (3)

Les expériences ont montré qu'il se produit un relargage de phosphore en phase anaérobie ; une explication possible de ce relargage en présence de pollution carbonée a été proposée : lors de la phase anaérobie la pollution continuerait d'être dégradée, les microorganismes épurateurs peuvent dévier leur métabolisme vers les voies fermentatives donc favoriser l'acidification du milieu. (3)

Lorsque la bactérie est aérobie son métabolisme en anaérobie est ralenti et elle aura à sa disposition une quantité de phosphate supérieur à ses besoins, d'où la fuite de ce dernier par diffusion vers le milieu extracellulaire. Replacée en présence d'oxygène elle rééquilibrera son système enzymatique en accumulant des polyphosphates en excès de ses besoins, le phénomène est appelé "overplus accumulation".

La zone anaérobie semble indispensable à la modification de l'équilibre enzymatique qui se traduit tout d'abord par le relargage de phosphore. Puis sa reabsorption en excès lors de l'aération. La boue activée enrichie en phosphore passe dans le décanteur secondaire où une partie est recyclée en tête du système et l'autre partie est éliminée par simple soutirage. (12)

Les procédés biologiques d'épuration consistent à intensifier un phénomène naturel connu sous le nom d'auto-épuration, en apportant aux microorganismes des conditions d'activité optimales. Pour cela, il est indispensable de bien connaître les microorganismes concernés, la biochimie des réactions mises en oeuvre et l'influence des principaux facteurs intervenant sur leurs activités. (17).

II.2.2.5. Les microorganismes susceptibles de stocker le phosphore dans les boues activées :

Les bactéries responsables de l'élimination biologique du phosphore se caractérisent par la capacité de stocker de polyphosphate et la capacité de stocker le carbone sous forme de poly- β -hydroxybutyrate. (PHB).

Dans les boues activées, la propriété de stocker le phosphore sous forme de polyphosphates à l'intérieur des granules de vultine est-elle la caractéristique d'une souche bactérienne comme le disent FUCHS et MIN-CHIN (1975). Ces auteurs disent que Acinetobacter est essentiel à la déphosphatation, sa croissance étant favorisée par la production de courtes molécules organiques dans le bassin d'anaérobiose.

NICHOLLS et OSBORN (1978) ont essayé de vérifier cette hypothèse sur un pilote de 800l alimenté en eau résiduaire avec ajout d'acide acétique en anaérobiose et en tête d'aération la déphosphatation n'a pas été améliorée par l'ajout d'acide organique volatil. D'autre part, une boue "déphosphatante" après 18 heures d'anaérobiose sans ajout de source carbonée présente à nouveau cette propriété déphosphatante lorsqu'elle est aérée en présence du glucose. Acinetobacter étant une bactérie aérobie stricte ne métabolisant pas le glucose ; il paraît donc peu vraisemblable qu'il soit le seul microorganisme responsable de la déphosphatation biologique. Les mêmes auteurs énumèrent les bactéries isolées de la biomasse déphosphatante, Acinetobacter serait l'espèce prédominante, Nocardia, Beijerinckii et Azotobacter étant en moindre quantité, voire rare. (12)

LOTIER (1985) trouva dans la biomasse microbienne une grande proportion composée des Aeromonas et Pseudomonas qui sont capables d'une accumulation

substantielle des polyphosphates. L'assimilation de phosphate peut prendre place en présence des nitrates, au moins une fraction des bactéries responsables de l'élimination biologique de phosphate (bio-p) *Acinetobacters* ou autre genre sont capables de réduction des nitrates. (18)

II.2.2.6. Modèle biochimique de l'élimination biologique du phosphate :

Plusieurs modèles fondamentaux résultent de la reconnaissance que la séquence anaérobie-aérobie favorise la croissance des bactéries pouvant accumuler en aérobie le phosphate en granules de polyphosphates. Dans les conditions anaérobies les substrats carbonés seraient stockés en réserve de carbone utilisant l'énergie de polyphosphates accumulés. En suite, ce carbone stocké favoriserait l'accumulation de phosphate et la croissance des bactéries capables du stockage de polyphosphate et de carbone. (18)

a). Métabolisme des polyphosphates :

Du fait de leur stockage intracellulaire, les polyphosphates apparaissent comme un métabolite régulateur mis en réserve si la cellule n'en a pas usage et permettant une adaptation rapide aux variations du milieu. Si les cellules sont soumises à une privation préalable en phosphore oxygène, elles consomment leur réserve de polyphosphate ; ce phénomène entraîne un accroissement des quantités de phosphatase afin de fournir le phosphore nécessaire à la synthèse d'A.T.P. En croissance normale, l'entrée du phosphore à l'intérieur de la cellule va contribuer à la synthèse d'acides nucléiques. Il n'y a pas accumulation de polyphosphates car la polyphosphatase kinase est inhibée par l'A.D.P.

En arrêt de croissance (provoqué par une privation d'un élément autre que le phosphore, le carbone ou l'énergie), la synthèse d'acide nucléique cesse, la demande en A.T.P. diminue et il y a accumulation de polyphosphate. Il est à noter que cette privation n'entraîne pas de déplacement sensible de l'équilibre enzymatique du système mais une modification dans le choix de la voie métabolique utilisée. Les voies métaboliques utilisées recréent enzymatiquement l'A.T.P à partir du polyphosphate mis en réserve pour la continuation des fonctions essentielles de la cellule. Dans ces circonstances le polyphosphate peut être retiré des réserves et converti directement en A.T.P.

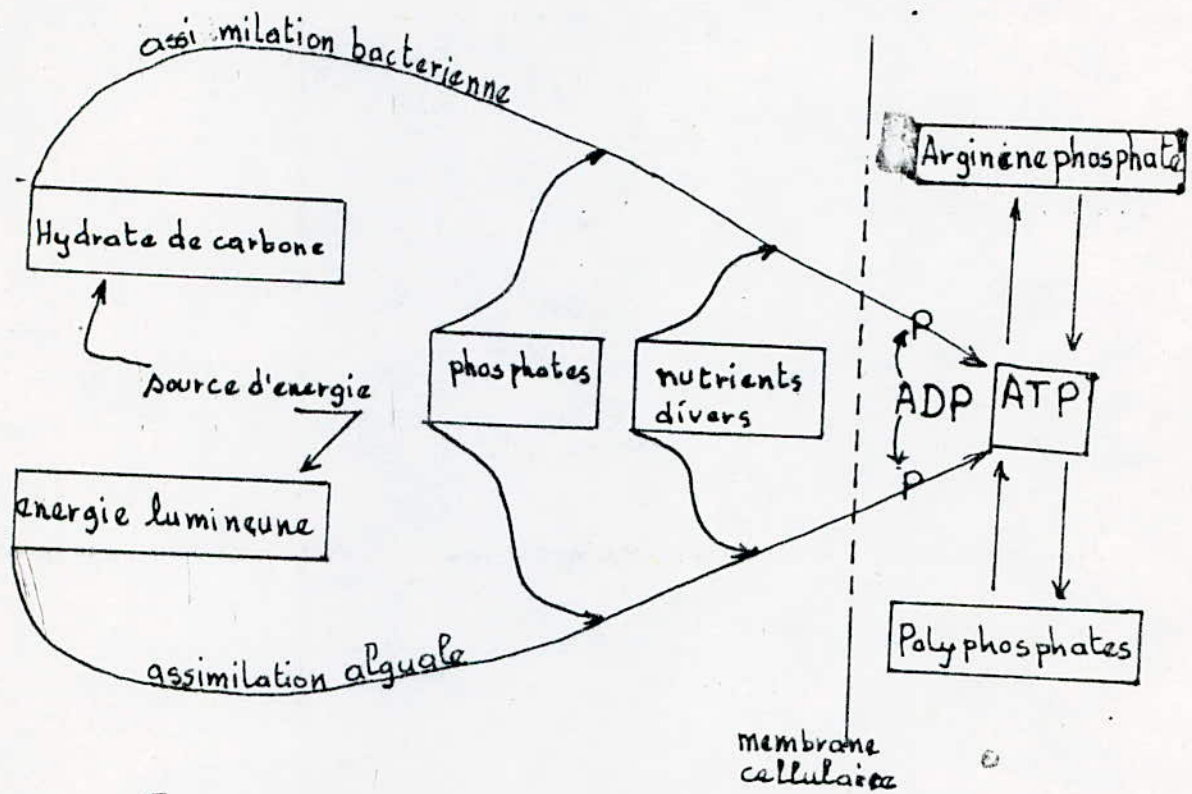
S'il y a apport de phosphore exogène lorsque le système enzymatique est déséquilibré on observe un stockage important de polyphosphate en rapport avec les quantités de kinase disponibles ; ceci jusqu'au retour à l'équilibre du système. C'est ce dernier phénomène que l'on déclencherait en soumettant les boues activées à une période d'anaérobiose. (12)

HAROLD (1966) indiqua que deux mécanismes fondamentaux de l'accumulation de polyphosphate pouvaient être reconnus. "Luxury uptake et overplus accumulation".

Dans le mécanisme de "luxury uptake" la privation d'un nutriment tel que l'azote ou le soufre pouvait aboutir à la formation des polyphosphates. Tandis que dans le "Overplus accumulation" la privation de phosphate suivie d'une exposition soudaine causerait l'accumulation des polyphosphates.

M

MINO (1985) suggera que les polyphosphates à faible poids moléculaire fonctionnent comme "pool" d'énergie dans les conditions anaérobies et ceux à grand poids moléculaire servent de réserve de phosphate pour la croissance microbienne. (18) (voir Fig. 2-8)



- ATP →
- Locomotion
 - chimie luminescence
 - système de protoplasme
 - division cellulaire
 - respiration
 - regulation de la pression osmotique

Fig: 2.8 Les voies metaboliques du phosphore (d'après Borchard [16])

b). Synthèse et dégradation du poly- β -hydroxybutyrate (PHB) :

La synthèse de PHB est exceptionnelle parmi les composés enmagasinant de l'énergie puisqu'elle n'exige pas la participation directe de l'A.T.P. pourvu qu'une source de l'Acetyl CoA soit disponible (DAWES et SENIOR, 1973).

La force réduite sous forme de NADH est essentielle. Cependant la formation de PHB peut être vue comme un processus de quasi-fermentation permettant la reoxydation de NADH en NAD⁺. Un tel processus est particulièrement utile dans les conditions de limitation d'oxygène qui empêche la reoxydation de NADH par la chaîne de transport d'électron.

La dégradation de PHB se produira quand les concentrations internes de NAD⁺ et CoA sont élevées pendant que celle de Acetyl CoA est faible. Par exemple le PHB sera dégradé en présence d'oxygène quand la sources externes de carbone sont limitées. (voir Fig. 2-9).

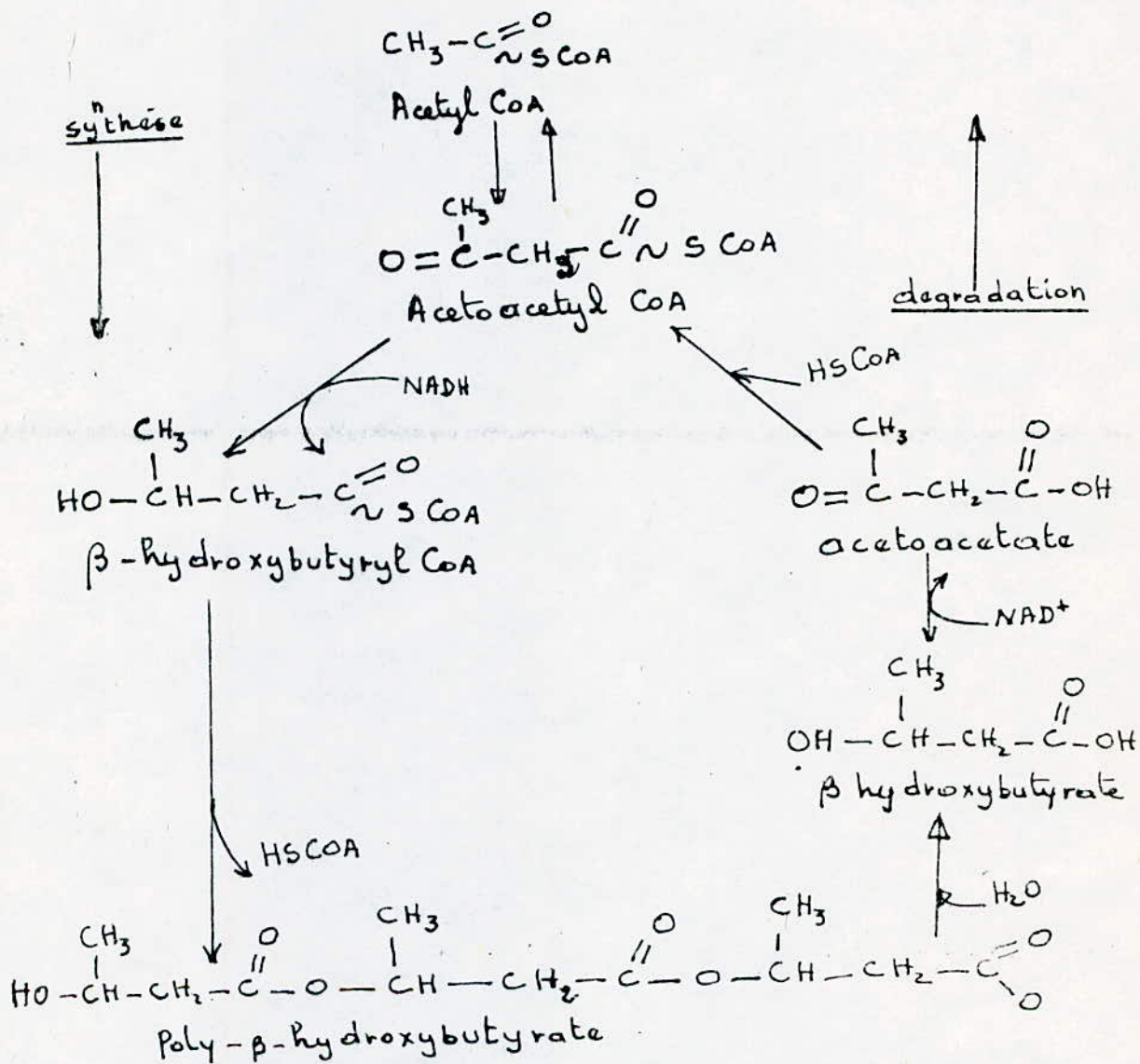


Fig: 29 Les voies métaboliques du poly-β-Hydroxybutyrate [18]
(P.H.13)

c). Bioenergetiques : force motrice du proton (f.m.p) :

L'aspect majeur des bioenergetiques bacteriennes concerne la maintenance des bactéries par la force motrice du proton qui un gradient chimiosmotique à travers la membrane cytoplasmique bacterienne composé de deux constituants distincts. L'un des constituants est un potentiel électrique résultant d'une charge négative nette de part et d'autre de la membrane cytoplasmique. L'autre est un gradient de pH causé par l'alcalinité relative du cytoplasme bacterien. Les principaux rôles de la force motrice du proton résident dans la production d'A.T.P. et dans le transfert des substrats. Trois principaux mécanismes sont utilisés par plusieurs bacteries pour expulser les protons et maintenir leur force motrice du proton (f.m.p) constante.

Le premier est d'une grande importance et fait utiliser à la limite de la membrane cytoplasmique la chaîne de transport à pour expulser le proton H^+ de la cellule lorsque les substrats carbonés et un accepteur d' e^- principalement l'oxygène ou les oxydes d'azote (NO_x) est présent. Les substrats peuvent être transformés par glycolyse et/ou par le cycle de l'acide tricarboxylique pour produire NADH qui ainsi agit comme un donneur pour la chaîne de transports d' e^- et résulte de l'expulsion du proton. En absence des accepteurs d' e^- ce mode d'expulsion de proton sera impératif et l'accumulation de NADH inhibera de plus la production de NADH des voies métaboliques. Dans de telles conditions, un second mécanisme qui consiste à l'épuisement de l'A.T.P. dans le site de l'A.T.P - ase peut être utilisé pour expulser les protons.

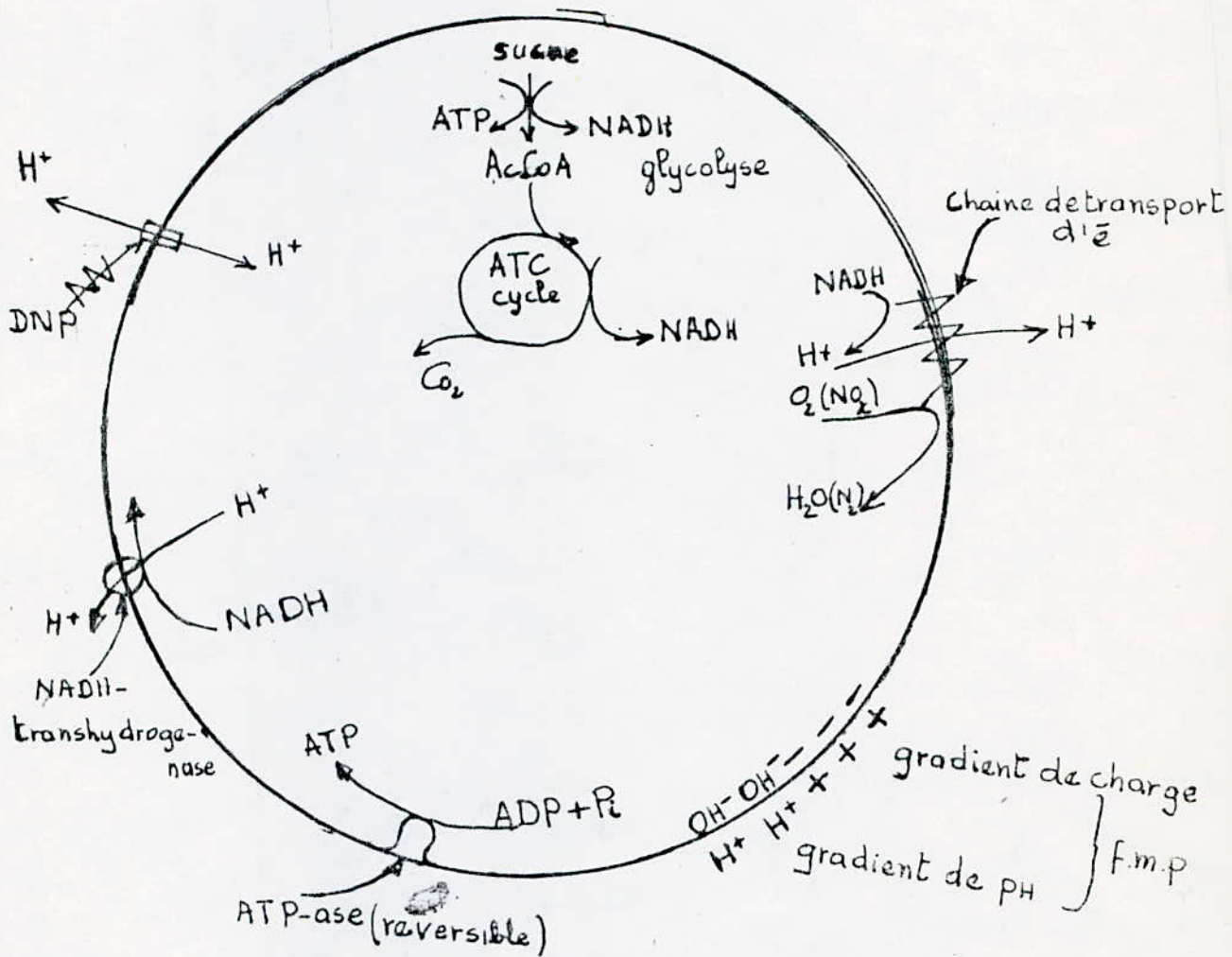
Un troisième mécanisme fait utiliser l'enzyme NADH -transhydrogenase pour transformer NADH en NAD^+ afin d'expulser H^+ .

Pour maintenir la force motrice du proton constante le gradient de charge

pouvait être réduit par l'expulsion d'un cation, réciproquement, au pH externe élevé il en résulterait une accumulation de cation par la cellule.

Pour neutraliser le gradient de pH, acetate ou autres acides faibles peuvent être utilisés. En effet, de tels acides forment une molécule neutre avant de diffuser à travers la membrane. Une fois dans la cellule, les acides se dissocient à cause du pH relativement élevé dans le cytoplasme (par exemple pH = 7,6) et restent dans leur forme ionique ainsi piégés à l'intérieur.

Le concept de réduction de la force motrice du proton (f.m.p) par l'acetate, un pH élevé ou le 2,4 dinitrophenol (D.N.P) sera utilisé pour expliquer le relargage du phosphore résultant de l'addition de ces produits chimiques en anaérobiose. (voir Fig. 2-10).



f.m.p : force motrice du proton

AcCoA : Acetyl CoA

D.N.P : 2, 4 dinitrophenol

C.T.e : chaine de transport d'e

H⁺ : proton

NADH : Nicotinamide adenine dinucleotide reduite

ATC : acide Tricarboxylique

ATP : Adenine triphosphate

Pi : phosphate

NOx : oxydes d'azote

Fig: 2.10 bioenergetique bacterienne : f.m.p. [18]

d). Transport à travers la membrane bactérienne :

Les bactéries ont une membrane cytoplasmique qui agit comme une barrière perméable pour les molécules hydrophiles et chargées. Il y a trois types de transport à travers la membrane bactérienne : la diffusion passive, la diffusion facilitée et le transport actif. La diffusion passive est un mécanisme de transport par lequel les molécules neutres tendent à s'équilibrer à travers la membrane. Dans le cas de diffusion facilitée, la molécule pénétrant se combine avec la membrane porteuse et est transportée à l'intérieur de la cellule le long du gradient de concentration. Il y a trois catégories de transport actif : transport d'A.T.P dépendante, le déplacement en groupe et transport couplé à la force motrice du proton. Le soluté peut être accumulé lorsque sa concentration interne excède sa concentration externe.

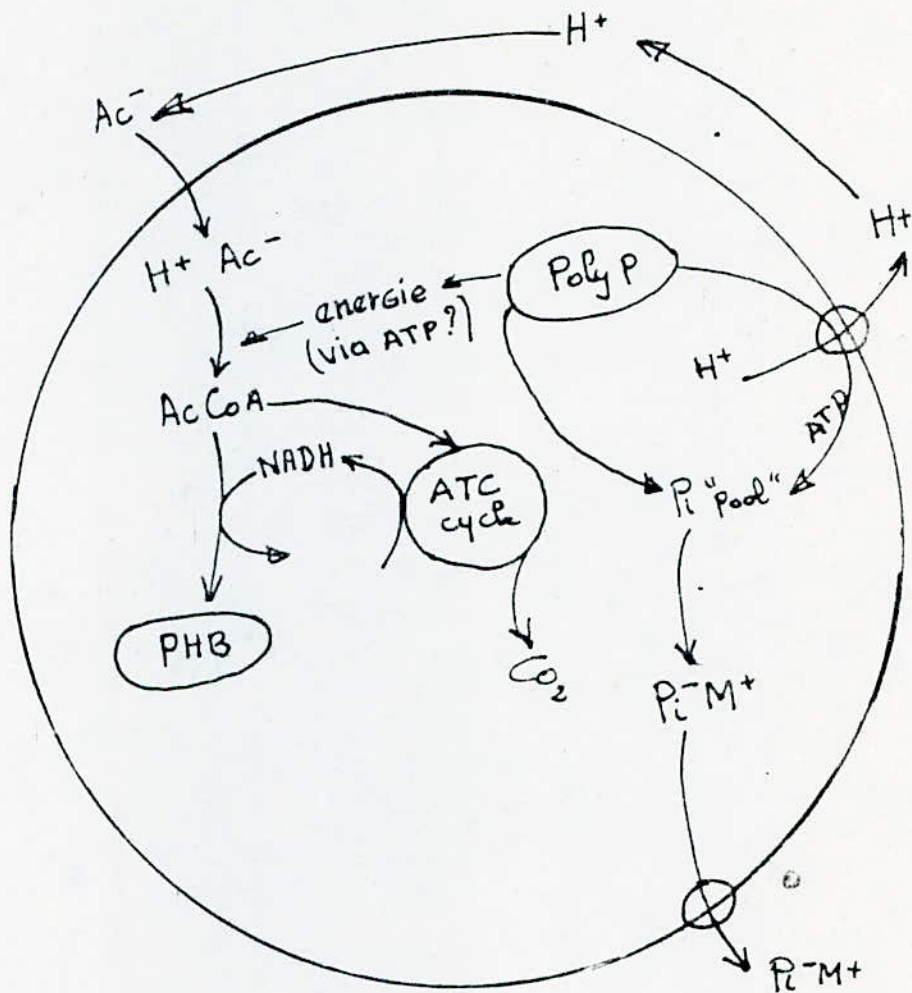
Dans le transport d'A.T.P dépendante, l'hydrolyse de l'A.T.P conduit à l'accumulation interne des solutés tels que les acides aminés chargés négativement. Dans le déplacement en groupe, le soluté est modifié pendant son transport tel que les sucres en phosphoenolpyruvate. Dans le transport couplé à la force motrice du proton les cations, les anions ou les molécules neutres peuvent être amenés à travers la membrane cytoplasmique. Les cations tels que le potassium peuvent être accumulés dans la cellule en réponse au gradient de charge. Les anions tels que le phosphate peuvent être co-transportés avec les protons ou autres cations lorsque la molécule est neutre ou porte une charge positive nette quand elle traverse la membrane. (18)

e). Modèle postulé dans les conditions anaérobies :

Le modèle postulé pour le métabolisme anaérobie des bactéries responsables de l'élimination biologique du phosphore sera présenté avec l'acetate comme

substrat à cause de l'expérience des auteurs avec ce composé. Il a été montré qu'en absence de l'oxygène et des oxydes d'azote (NO_x), l'acetate apparaît être stocké sous forme de P.H.B pendant que les réserves de polyphosphates sont dégradés et les molécules de phosphate relarguées dans la solution.

Avec la diffusion de l'acetate dans les cellule suivie de sa dissociation, une diminution du gradient du pH pour chaque acetate transporté est espérée. Les mécanismes présentés dans la partie bioenergetique permettent à la bacterie de rétablir son gradient de pH. Un autre mécanisme permet d'utiliser directement les réserves de polyphosphates grâce à une enzyme similaire à l'A.T.P-ase pour rétablir le gradient de pH. L'épuisement de polyphosphate aboutira à l'accumulation de phosphate dans le cellule. Bien que les bacteries aient des "pools" de phosphate inorganique comme tout autre métabolite non utilisé, le phosphate augmenterait à un certain niveau supérieur pour lequel il serait relargué dans le milieu. Avec un gradient de pH réduit, comme c'est le cas des bacteries bio-P dans les conditions de limitation d'énergie, le phosphate inorganique ne pouvait être utilisé dans les processus de synthèse et serait relargué de la cellule si la concentration intracellulaire excède un certain niveau. Le relargage de phosphate jouerait un rôle passif dans l'élimination biologique du phosphore et le taux de relargage de phosphate refleterait le taux d'utilisation de polyphosphate par les bacteries responsables de l'élimination du phosphore. Un autre usage de l'énergie produite par les polyphosphates est pour le stockage de l'acetate sous forme de poly- β -hydroxybutyrate (P.H.B). (18) (voir Fig. 2-11).



P-HB: poly-β-hydroxybutyrate

Poly P: poly phosphate

Ac⁻: Acetate

bacteries bio-p: bacteries responsables de l'élimination du phosphore

Fig: 2.11 modèle postulé dans les conditions anaérobies des bacteries responsables de l'élimination biologique du phosphore. [18]

f). Modèle postulé dans les conditions aérobies (et anoxiques) :

. Assimilation de phosphate en présence d'oxygène moléculaire

En entrant dans la zone aérobie, les bactéries responsables de l'élimination biologique du phosphore auront accumulé de réserves de PHB et contiennent des quantités réduites de polyphosphates. Avec l'oxygène disponible, ces bactéries engendreront de l'énergie (ATP) par phosphorylation ; le rapport interne ATP/ADP augmentera et la formation de polyphosphate à partir de l'ATP prendrait place.

Comme les substrats carbonés externes sont consommés par la biomasse, les bactéries (bio-P) dégraderont leurs propres réserves de poly- β -hydroxybutyrate (PHB) pour produire de l'énergie et (aussi obtenir du carbone pour les processus de synthèse). La présence de PHB les aiderait à croître et à reconstruire leurs réserves de polyphosphate en prenant le phosphate soluble de la solution.

. Assimilation de phosphate en présence de NO_x (conditions anoxiques)

Certaines bactéries bio-P sont capables d'utiliser les nitrates ou les nitrites comme accepteur d' e^- en absence d'oxygène. Ainsi la réduction des nitrates ou les bactéries bio-P dénitrifiantes prendront le phosphate de la solution en présence des NO_x (oxydes d'azote). Cependant les bactéries bio-P qui ne peuvent pas utiliser les NO_x comme accepteur d' e^- relargueront le phosphate dans la solution dans les mêmes conditions. L'effet net sur l'accumulation ou le relargage de phosphate dans les conditions anoxiques dépendrait de la masse relative et de l'activité de ces groupes de bactéries. La consommation du substrat externe ou stocké en présence de l'oxygène (ou des NO_x dans les conditions anoxiques) permettra à la bactérie bio-P de produire la force motrice du proton qui peut être utilisée en particulier pour le transport de phosphate et la production de l'A.T.P.

L'A.T.P. est alors utilisée pour la croissance mais aussi pour le stockage de polyphosphate. (18)

On distingue deux mécanismes d'assimilation de phosphore quand il se trouve en excès (plus de 100 $\mu\text{g}/\text{l}$ de PO_4^{3-}) par rapport à l'assimilation des traces (moins de 40 $\mu\text{g}/\text{l}$ de PO_4^{3-}). Dans cette dernière situation (peu de P) on aura deux mécanismes biochimiques :

- a) L'hydrolyse enzymatique du P-organique par phosphohydrolase exocellulaires suivie de b) transport actif d'orthophosphate à l'intérieur de la cellule ; le PO_4^{3-} étant : produit d'hydrolyse enzymatique dans le voisinage immédiat de la cellule et préexistant dans le milieu. Le transport actif par le "high affinity transport système" consomme de l'énergie (ATP) et agit en sens unique vers l'intérieur de la cellule. Par conséquent la loi d'économie d'énergie ne permet pas de relarguer l'orthophosphate par la cellule vivante.

L'assimilation de PO_4^{3-} étant en excès dans le milieu suivrait le mécanisme du transport actif (avec concours des perméases) avec excrétion simultanée d'autres anions, mais aussi celui dû au gradient de concentration de phosphate une portion de PO_4^{3-} peut pénétrer dans la cellule dès qu'une autre a été transformée en forme de réserve, métaboliquement peu active, inerte. Donc "l'espace" de stockage est limitée par la capacité cellulaire, variant avec l'espèce et l'état de croissance.

L'état de ralentissement de croissance serait le plus favorable pour accumuler le phosphate. (19) (Voir Fig. 2-12)

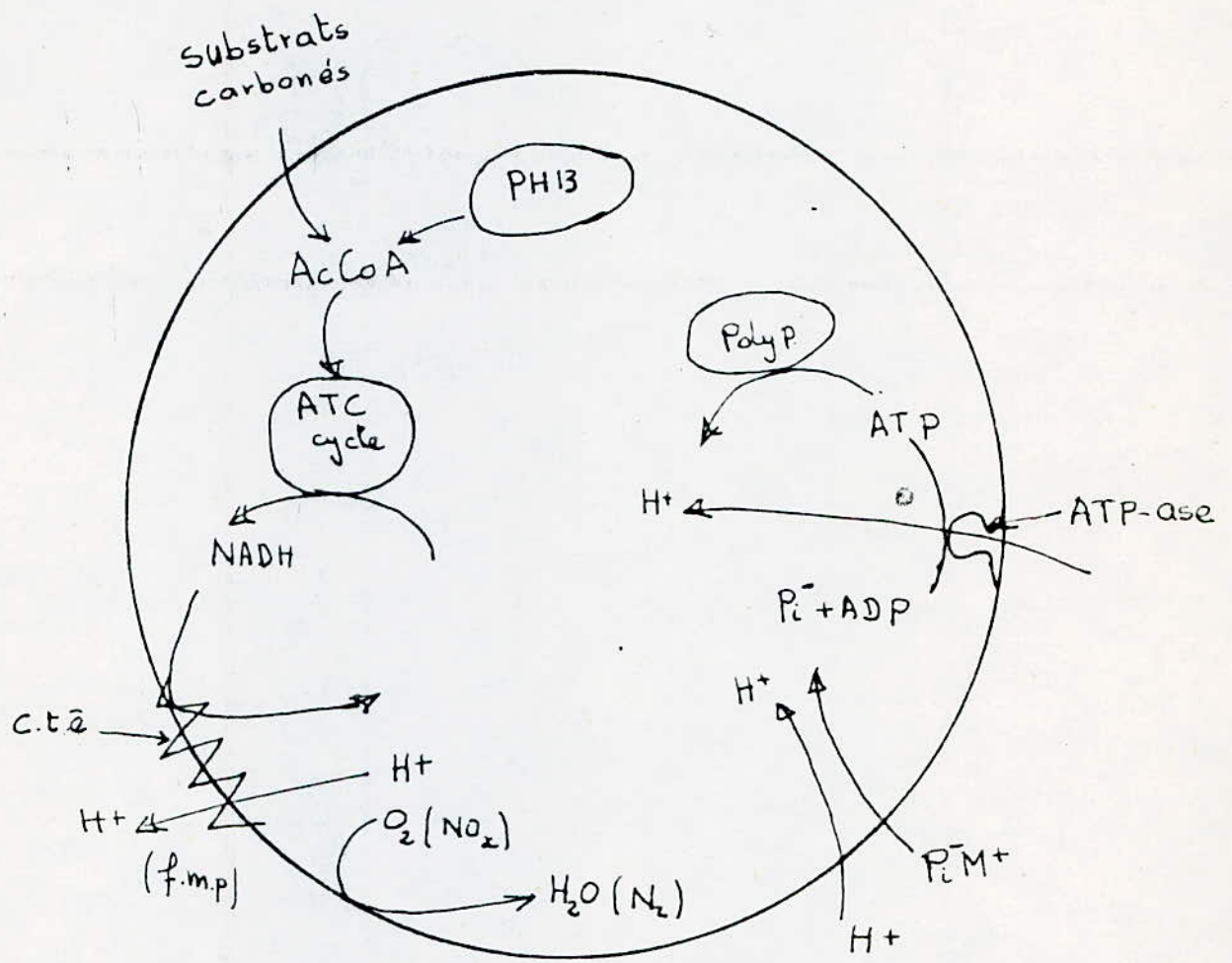


fig: 2.12 modèle postulé dans les conditions aerobies [18] (et anoxiques) du métabolisme des bacteries bio-p (responsables de l'élimination biologique du phosphore)

II.2.2.7. Les paramètres ayant une influence sur la déphosphatation biologique :

a). Influence des nitrates :

De nombreuses études mentionnent le rôle perturbateur des nitrates sur la surelimination du phosphore. Leur présence inhibe le relargage des orthophosphates dans la zone non aérée qui n'est plus en état d'anaérobiose. Trois hypothèses sont avancées par OSBORN et NICHOLLS (1978) pour expliquer ce phénomène :

- l'ion NO_3^- bloque certaines voies métaboliques du relargage. Les bactéries acetogènes vont utiliser les nitrates comme accepteur final d' e^- , inhibant par conséquent les voies fermentatives produisant l'acétate,
- la présence des nitrates permet de sélectionner les bactéries dénitrifiantes au détriment des microorganismes du phosphore,
- les microorganismes ne subissent pas de "stress anaérobie" puisqu'il existe dans le milieu de l'oxygène lié. Il n'y a donc pas d'activation de la polyphosphate kinase. (17).

Lorsque la concentration en NO_3^- est voisine de zéro la boue a relargué son phosphore dans le liquide interstitiel. Plus le milieu contient des nitrates moins il y a de relargage de phosphore. (12) (voir Fig. 2-13).

b) Importance du rapport DCO/NTK :

Le rôle de la DCO sur le système est en tout premier lieu celui du substrat pour la dénitrification, le rapport minimum donné par BARNARD (1982) est de $\frac{\text{DCO}}{\text{NTK}} = 7,5$. En présence d'un rapport inférieur, la dénitrification sera incomplète par déficit de matières organiques, ce qui entrainera une perturbation de la déphosphatation biologique. (12)

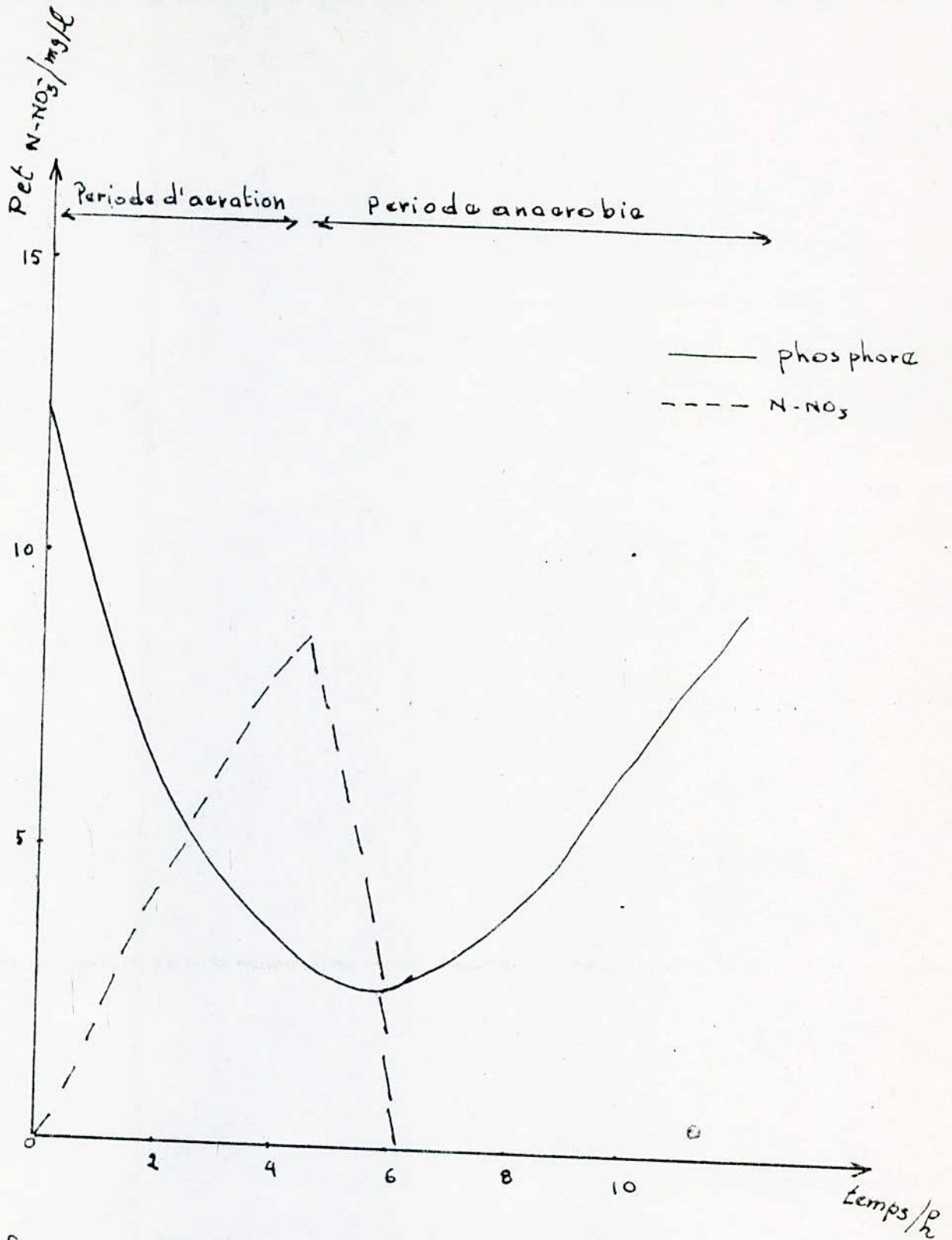


fig: 2.13 Effet des nitrates sur le relargage du phosphore [12]

c). Influence du rapport DCO/P :

Une source de carbone est nécessaire pour l'élimination normale du phosphore. Toutefois, les boues en excès étant la seule sortie de phosphore du système, pour une même composition de celles-ci plus le rapport DCO/P sera élevé plus grande sera l'élimination du phosphore.

d). Influence de la nature du substrat :

Des études portant sur différents substrats ont montré que l'excrétion maximum de phosphate dans le milieu extérieur, en période de non aérée est obtenue avec l'acetate.

A même quantité de pollution et pour une concentration équivalente, le relargage du phosphate est nettement plus faible pour les autres substrats tels que : le butyrate, le formiate, le glucose, voire nul pour le glycérol et l'éthanol.

e) Influence du temps de séjour de la boue dans le décanteur :

L'anaérobiose induisant un relargage du phosphore dans le milieu extracellulaire, il est nécessaire d'éviter le séjour en absence d'oxygène de la boue. Les décanteurs devront être conçus et dimensionnés en conséquence et un taux suffisant d'oxygène résiduel devra être maintenu à la sortie du bassin d'aération ; plusieurs auteurs préconisent 2 à 5 mg/l.

f). L'âge des boues :

ERMEL (1981) retient que l'activité phosphorique de la boue qui est la vitesse de relargage et de réabsorption du phosphore est maximale à un âge de boues de l'ordre de 9 à 12 jours et à une charge de $0,5 \text{ kg DBO}_5/\text{m}^3/\text{j}$. Les âges de boues sont calculées en rapportant la masse de boues en excès à la biomasse présente dans les zones d'aération et d'anoxie. (12)

II PARTIE II EXPERIMENTALE.

-000- ----- -000-

III. ELIMINATION DU PHOSPHORE PAR VOIE BIOLOGIQUE :

L'objectif de l'étude est l'élimination biologique du phosphore par boues activées.

III.1. Matériels et méthodes :

La méthode utilisée pour l'élimination biologique du phosphore est un procédé par boues activées développée par BARNARD () et basé sur l'alternance de phases anaérobies-aérobie.

Le dispositif expérimental utilisé pour l'examen de l'élimination du phosphore par voie biologique est schématisé par la figure 1-3-1.

Il comporte trois bassins montés en cascade :

bassin (1) contenant l'alimentation

bassin (2) fonctionnant en anaérobiose

bassin (3) fonctionnant en aérobie.

et un décanteur secondaire.

L'écoulement s'effectue par voie gravitaire, chaque bassin est animé d'une agitation pour un mélange intime des différents constituants et ainsi empêcher le bouchage des tuyaux. L'aération dans le bassin aérobie (N°3) est effectué au moyen d'un compresseur à débit réglable.

III.2. Méthodes d'analyse :

L'analyse des espèces ioniques : NO_3^- ; NO_2^- ; PO_4^{3-} , est effectuée au moyen de la spectrophotométrie. (Annexe VI)

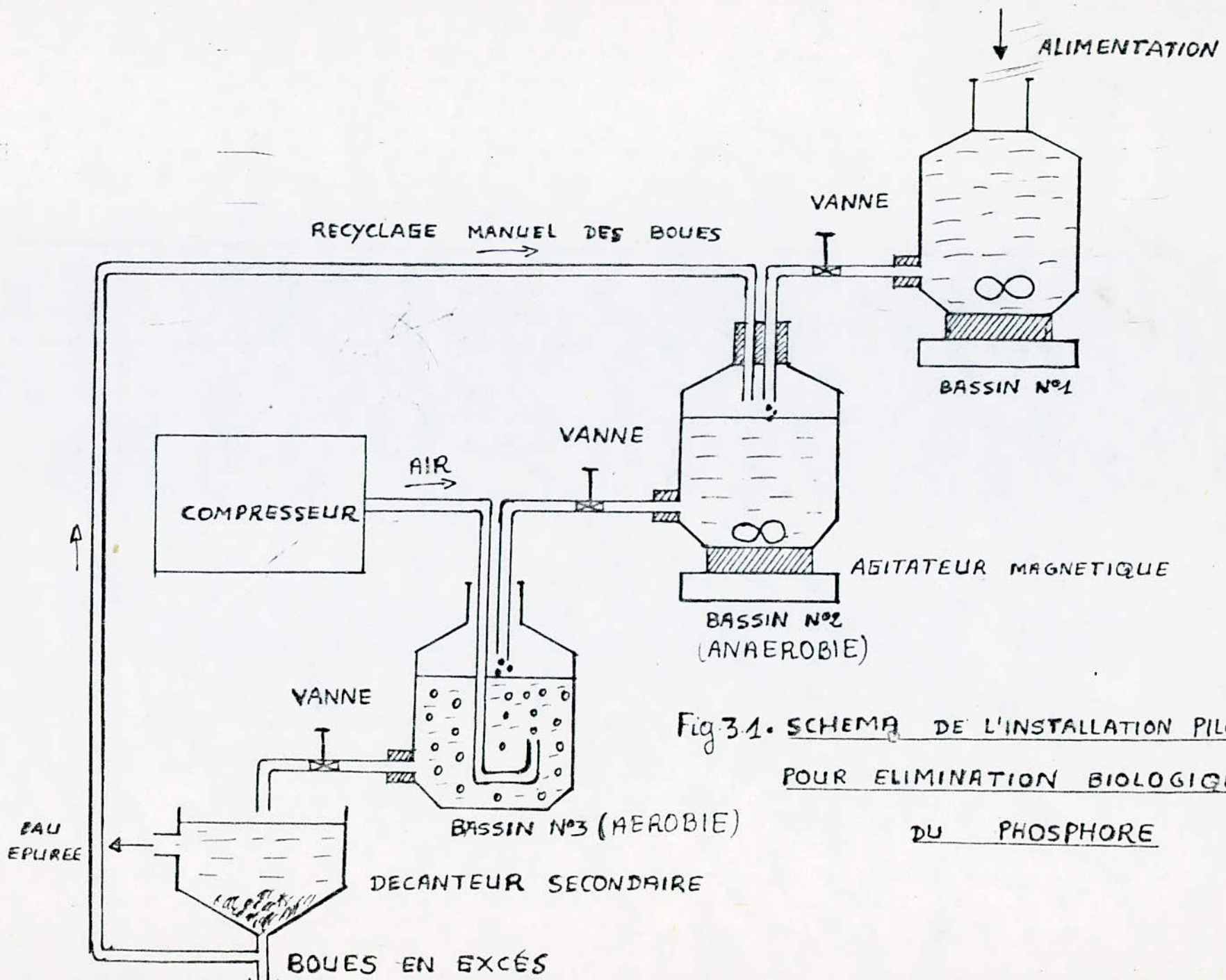


Fig 3.1. SCHEMA DE L'INSTALLATION PILOTE
 POUR ELIMINATION BIOLOGIQUE
 DU PHOSPHORE

III.2.1. Dosage des nitrates (NO_3^-) (AFNOR NFT 90-012, 1975)

Principe :

Transformation des nitrates en dérivé nitro-phenol-sulfonique coloré au moyen d'acide sulfophénique.

Coloration jaune, lecture au spectrophotomètre à $\lambda = 440\text{nm}$

Mode opératoire (voir Annexes)

III.2.2. Dosage des nitrites (NO_2^-) (Méthode au réactif de ZAMBELLI)

Principe :

L'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique en présence d'ion ammonium et de phenol, forme avec les ions NO_2^- un complexe coloré jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites. La lecture s'effectue à la longueur d'onde $\lambda = 435\text{nm}$.

Mode opératoire (voir Annexe)

III.2.3. Dosage des orthophosphates (PO_4^{3-})

Méthode au chlorure stanneux SnCl_2

Principe :

Les orthophosphate donnent avec le molybdate d'ammonium en milieu acide un acide molybdophosphorique qui est réduit par le chlorure stanneux (SnCl_2) en acide aminoraphtolosulfonique et donne une coloration bleue avec un large maximum d'absorption entre 500 et 750 nm ($\lambda = 660\text{nm}$).

Mode opératoire (voir Annexe)

III.2.4. Mesure du pH :

La mesure du pH est effectuée au moyen d'un pH-mètre à électrode en verre.

III.2.5. Demande chimique en oxygène (DCO)

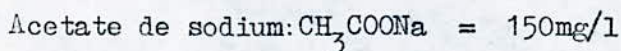
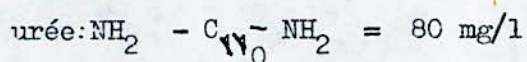
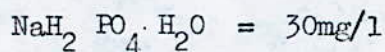
Principe :

Dans les conditions définies, certaines matières contenues dans l'eau sont oxydées par un excès de dichromate de potassium, en milieu acide et en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure. L'excès de dichromate de potassium est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium.

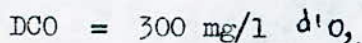
Mode opératoire : (voir Annexe I)

III.3. Alimentation :

L'alimentation pour la croissance des microorganismes est un milieu synthétique dont la composition est la suivante :



Les oligo-éléments sont apportés par l'eau du Réseau de distribution :



III.4. Conditionnement :

Les boues sont prélevées dans une station située à proximité de Koléa. Le prélèvement s'effectue au niveau du bassin d'aération. Lors de ce prélèvement aucun examen préliminaire n'est effectué. Les boues sont lavées et tamisées, avant d'être introduites dans les deux bassins. Après 48 heures d'adaptation en milieu synthétique, le système est mis en marche. Le système fonctionne en continu dans les tranches horaires allant de 9h à 17h.

Le prélèvement des échantillons est effectué une fois par jour au niveau du bassin anaérobie (N°2) et du bassin aérobie (N°3). En fin de journée une partie de boues du décanteur secondaire est recyclée manuellement dans le bassin anaérobie afin de renouveler la biomasse microbienne.

III.5. Chemin effectué par un microorganisme :

Il se trouve tout d'abord en tête du système dans une zone anoxique en présence de toute la pollution carbonée dans un premier temps, puis anaérobie après une consommation des nitrates éventuels de l'effluent. En suite cette même bactérie se retrouve dans le bassin d'aération où elle dégrade la pollution. En fin, avant d'être recyclée en tête, cette bactérie séjourne dans le décanteur secondaire le temps nécessaire à sa décantation et à reprise dans le circuit de boues de retour (voir Fig. 3-1).

III.6. Resultats expérimentaux :

Nous avons suivi l'évolution des différents paramètres par jour et ceci pendant cinq semaines. Les résultats sont consignés sur les tableaux (voir Annexe V).

III.7. Interprétations :

a). Première semaine :

Nous constatons sur la Fig. 3-2a) une dénitrification dans le bassin anaérobie. Aux faibles teneurs en nitrates il se produit une acidification du milieu (pH = 7,5) et au même moment on observe un relargage des orthophosphates. Ceci peut s'expliquer par le fait, lorsque la bactérie est aérobie son métabolisme en anaérobie est ralenti, et elle aura à sa disposition une quantité de phosphate supérieur à ses besoins ; d'où la fuite de ce dernier par diffusion vers le milieu extracellulaire. Par contre il y a nitrification dans le bassin aérobie et une consommation sensible des orthophosphates. Au pH = 8,25 les PO_4^{3-} atteignent une concentration voisine de 18mg/l au cinquième jour ceci semblerait être dû à l'activité de certaines bactéries non nitrifiantes (voir Fig. 3-2b).

b). Deuxième semaine :

Les mêmes phénomènes s'observent en anaérobiose (fig. 3-3a) mais en aérobie (Fig. 3-3b) l'abatement en PO_4^{3-} est plus important ceci semblerait être dû à une activité prédominante des microorganismes du phosphore. On pourrait expliquer ce phénomène par un rééquilibrage de leur système enzymatique en accumulant des phosphates en excès de leurs besoins, d'où l'appauvrissement en orthophosphates du milieu.

c). Troisième semaine :

A partir du 3^e jour l'augmentation importante des NO_2^- est suivie d'une diminution de la teneur en NO_3^- . Au 5^e jour, il y a lieu de noter une légère hausse des nitrates qui s'expliquerait par un dérèglement du système

lors du recyclage des boues qui fait entrer l'oxygène de l'air dans le bassin anaérobie. L'acidification au cours de la dénitrification induit du relargage des orthophosphates avec une production des intermédiaire NO_2^- (voir Fig. 3-4a).

En aérobie la nitrification continue ainsi qu'une faible assimilation des PO_4^{3-} (Fig. 3-4b).

d) Quatrième semaine :

On observe la dénitrification et la nitrification dans le bassin anaérobie, cette dernière serait due à un vieillissement des boues qui se traduit par une prédominance des nitrates (voir Fig. 3-5a).

En aérobie la nitrification s'arrête au stade des NO_2^- ; la consommation des PO_4^{3-} est faible et serait due à un ralentissement de l'activité des microorganismes spécifiques du phosphore (Fig. 3-5b).

Les boues étant minéralisées, un apport supplémentaire de boues a été nécessaire pour permettre le renouvellement de la biomasse microbienne à la fin de cette 4^e semaine.

e) Cinquième semaine :

On remarque en anaérobiose une variation anormale des orthophosphates qu'on peut expliquer par une perturbation du système par des nouvelles boues non adaptées. Il est à rappeler qu'aux faibles teneurs en NO_3^- on observe un relargage des PO_4^{3-} . (Fig. 3-6a).

En aérobie le phénomène se repercute car les orthophosphates augmentent légèrement au lieu d'être consommés. (voir Fig. 3-6b).

L'état d'équilibre serait atteint dans les prochaines semaines.

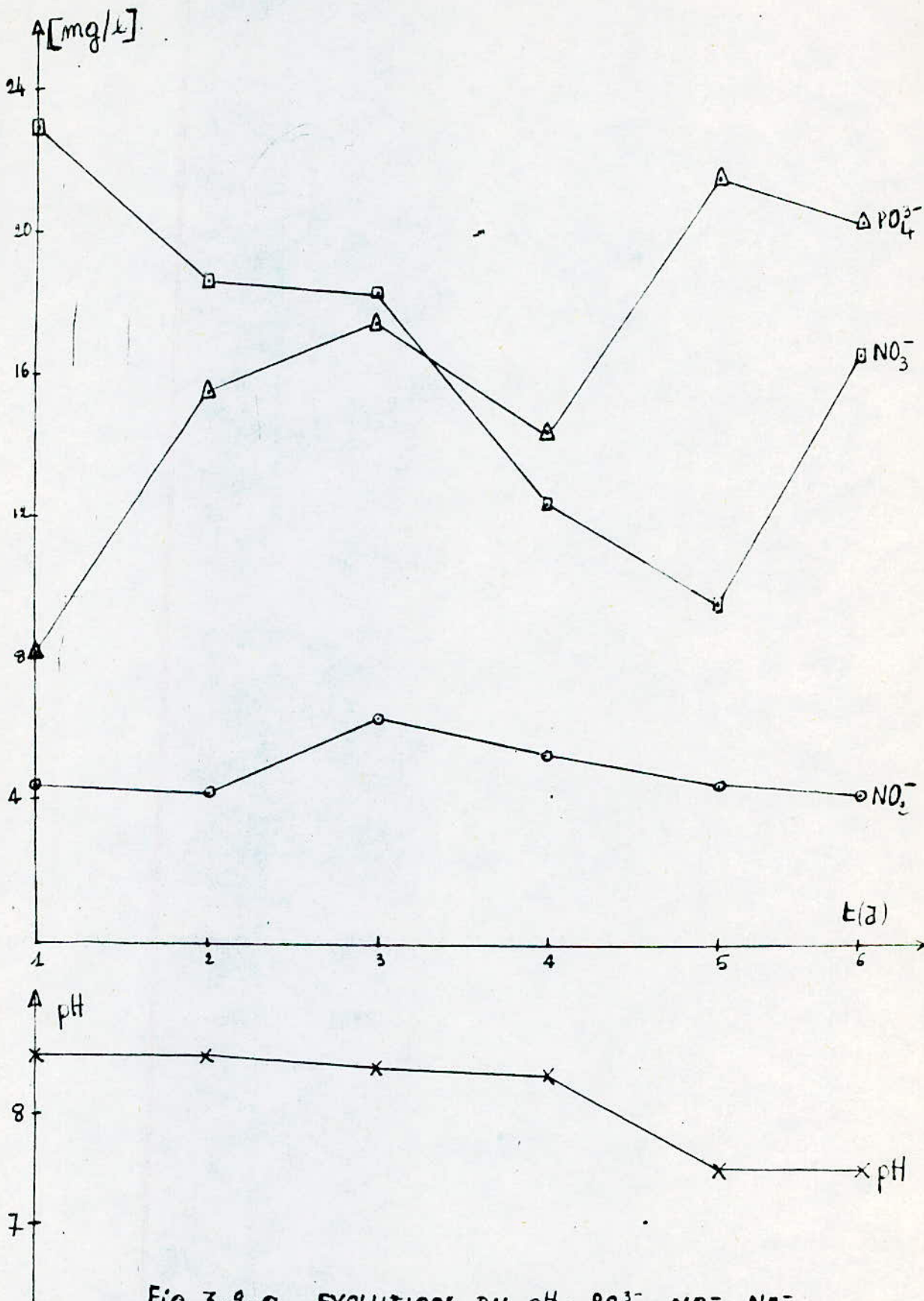


Fig 3.2.a EVOLUTION DU pH; PO_4^{3-} ; NO_2^- ; NO_3^-
EN FONCTION DU TEMPS EN ANAEROBIOSE
(PREMIERE SEMAINE)

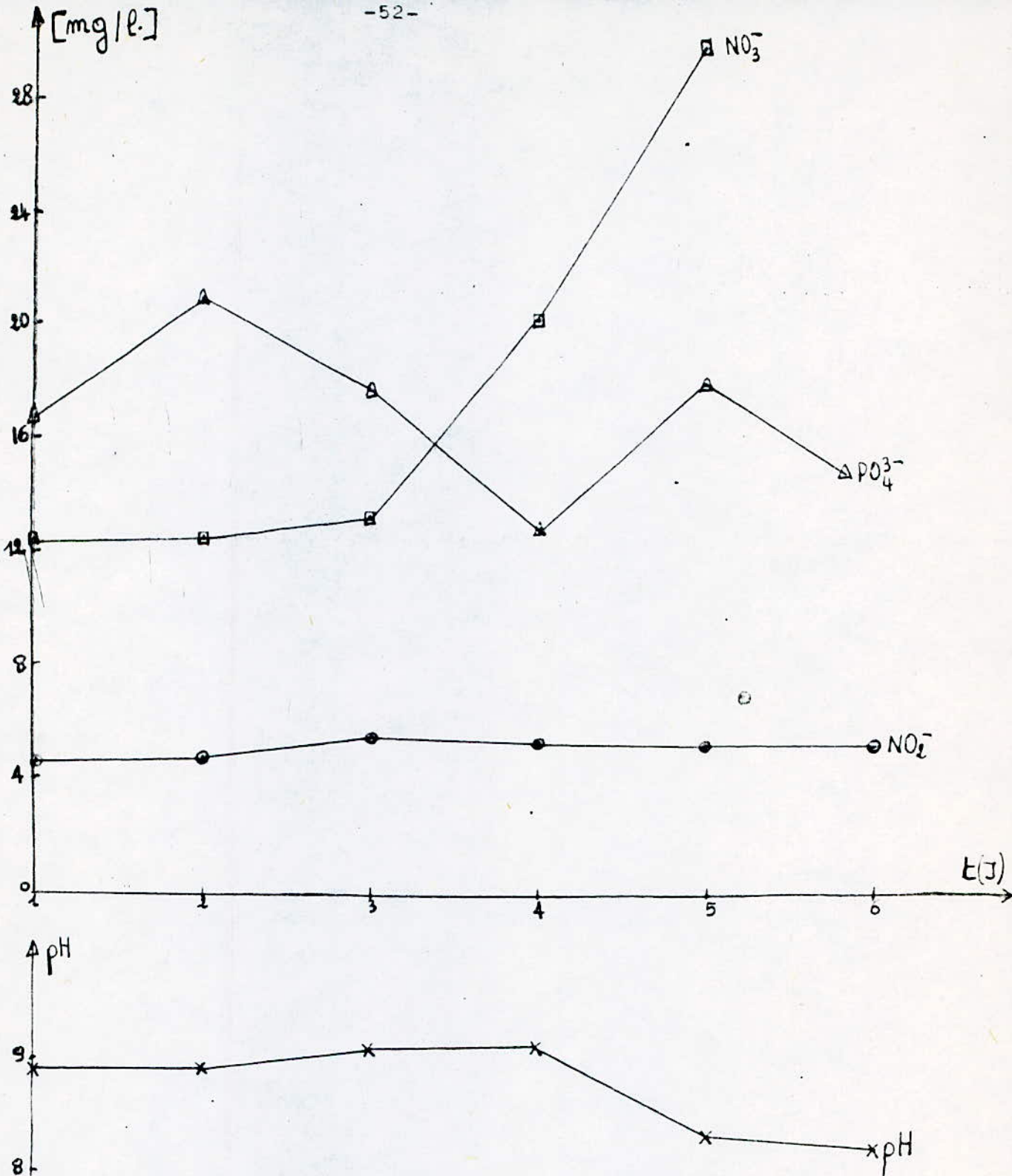


Fig 3.2.b EVOLUTION DU pH, PO_4^{3-} , NO_2^- , NO_3^-
EN FONCTION DU TEMPS EN AEROBIOSE
(PREMIERE SEMAINE)

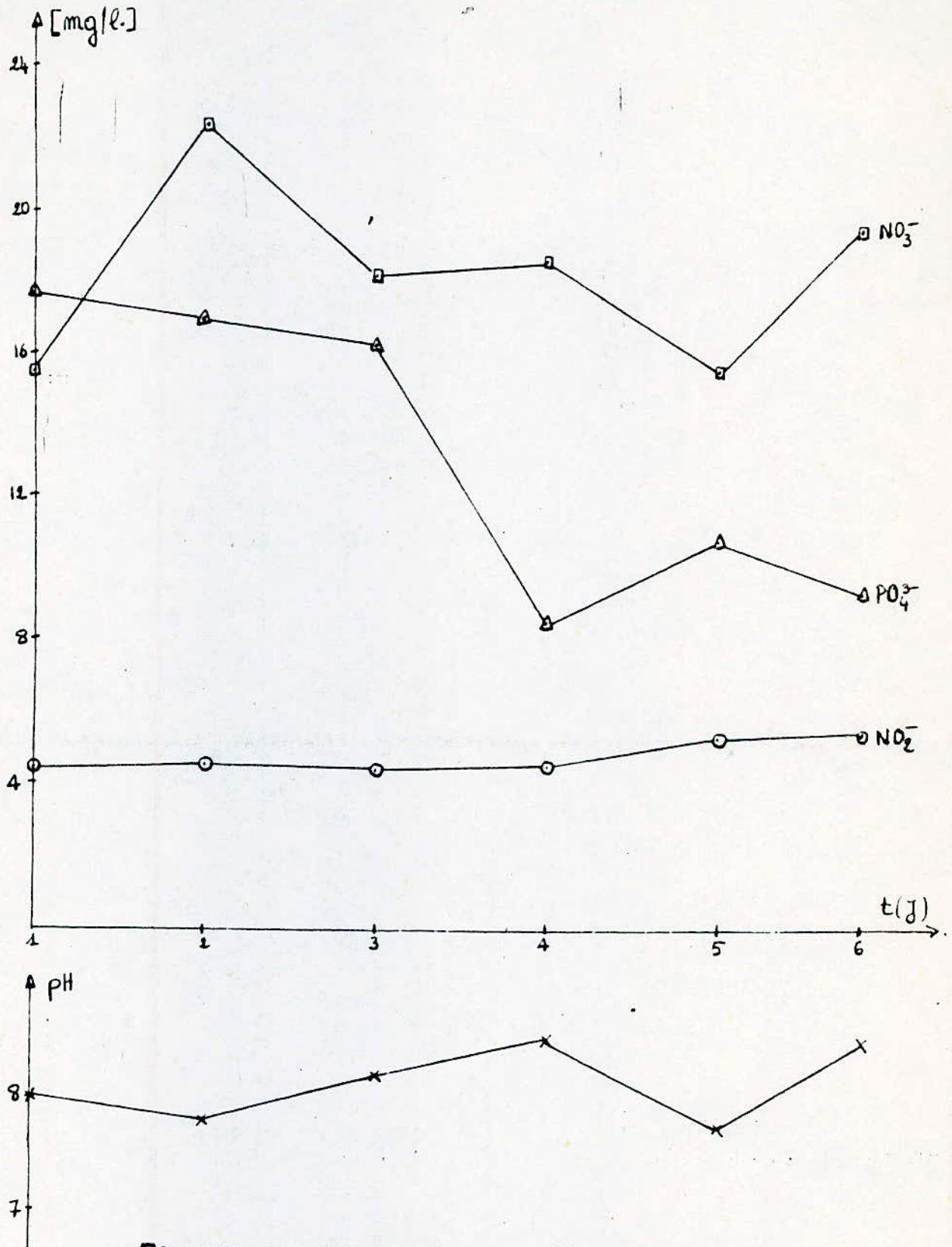


Fig. 3.3.a EVOLUTION DU pH; PO₄³⁻; NO₂⁻; NO₃⁻
EN FONCTION DU TEMPS EN ANAEROBIOSE
(DBUXIEME SEMAINE)

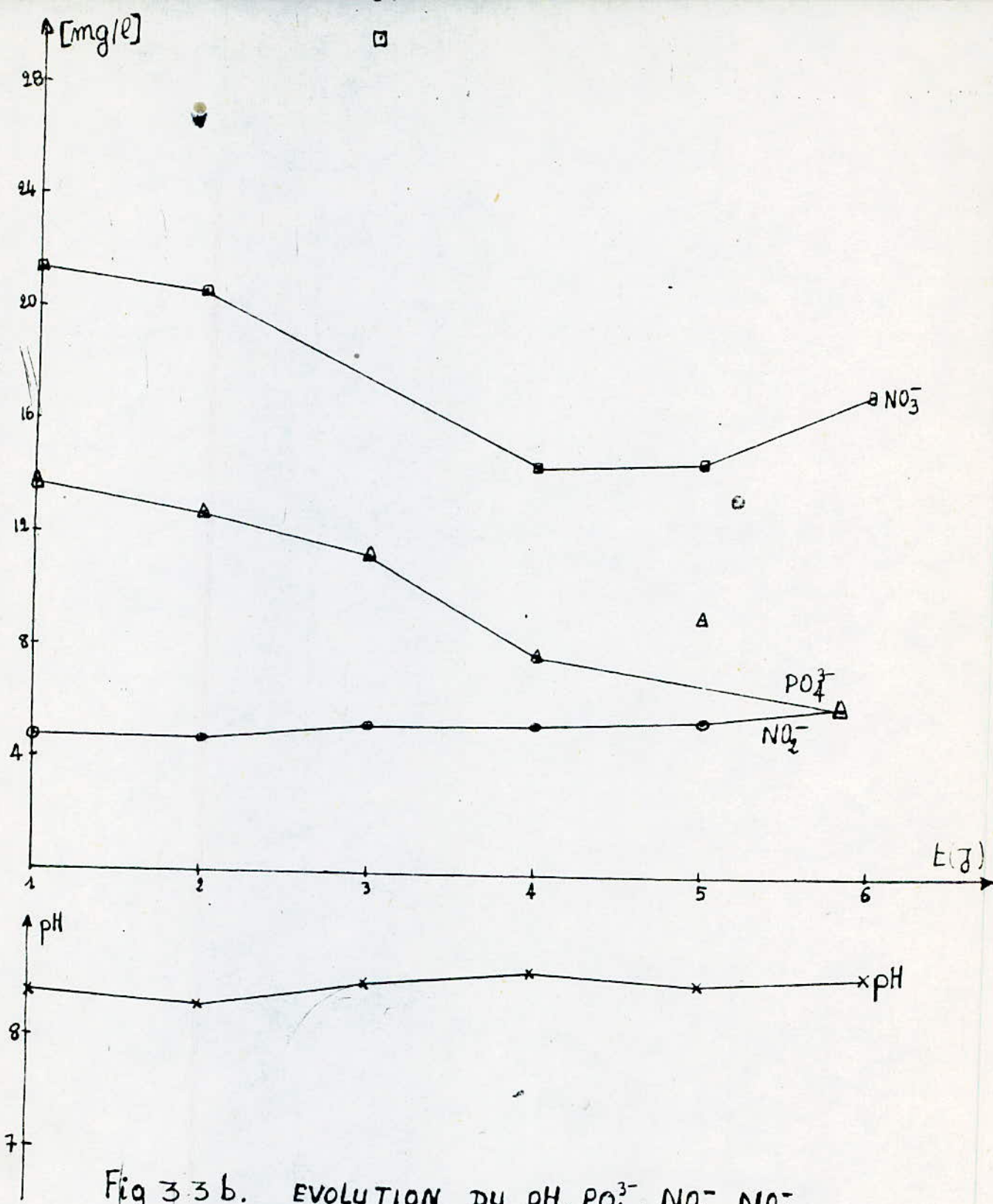


Fig 3 3 b. EVOLUTION DU pH, PO_4^{3-} , NO_2^- , NO_3^-
 EN FONCTION DU TEMPS EN AEROBIOSE
 (DEUXIEME SEMAINE)

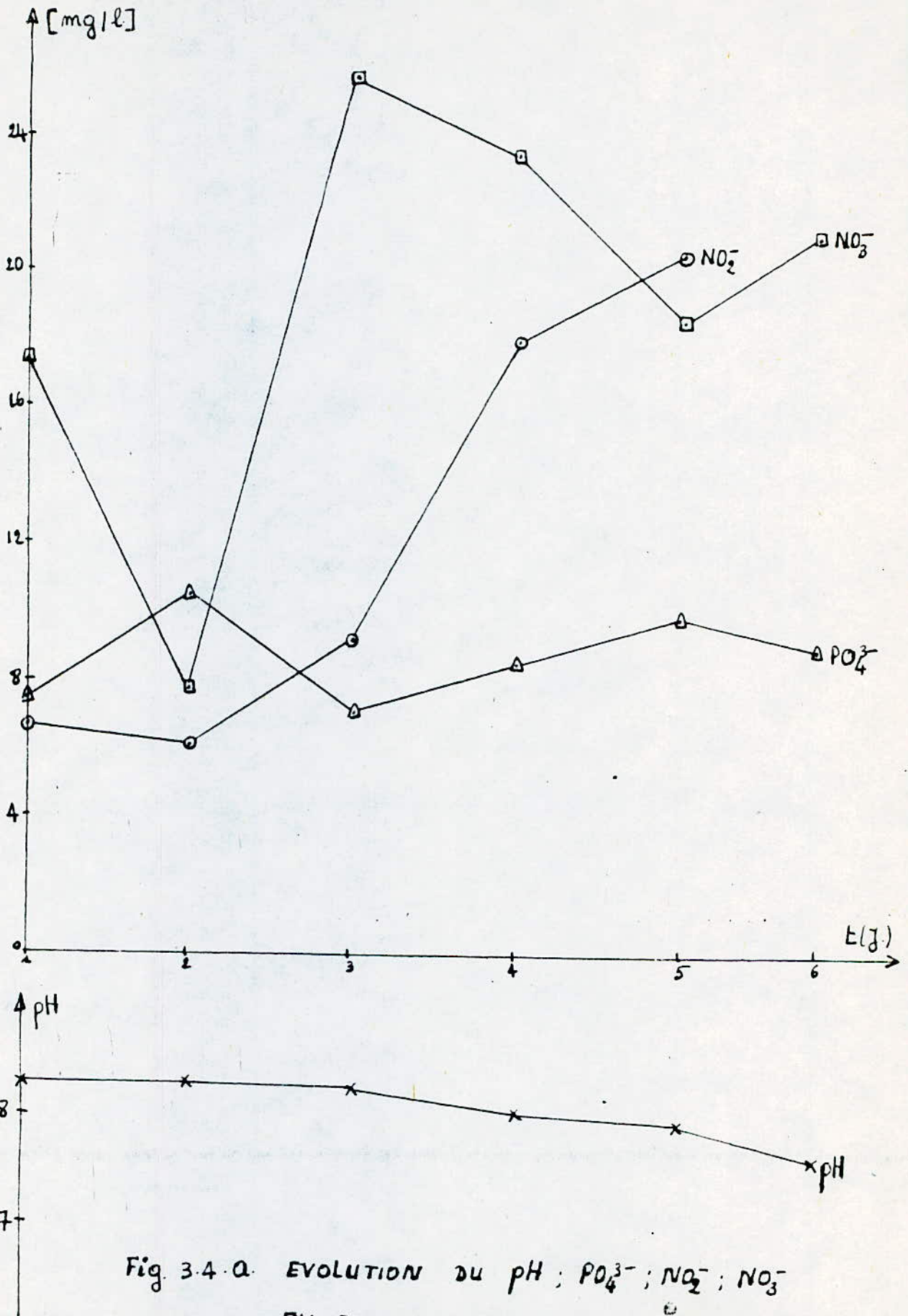


Fig. 3.4. a. EVOLUTION DU pH ; PO_4^{3-} ; NO_2^- ; NO_3^-
EN FONCTION DU TEMPS EN ANAEROBIOSE
(TROISIEME SEMAINE).

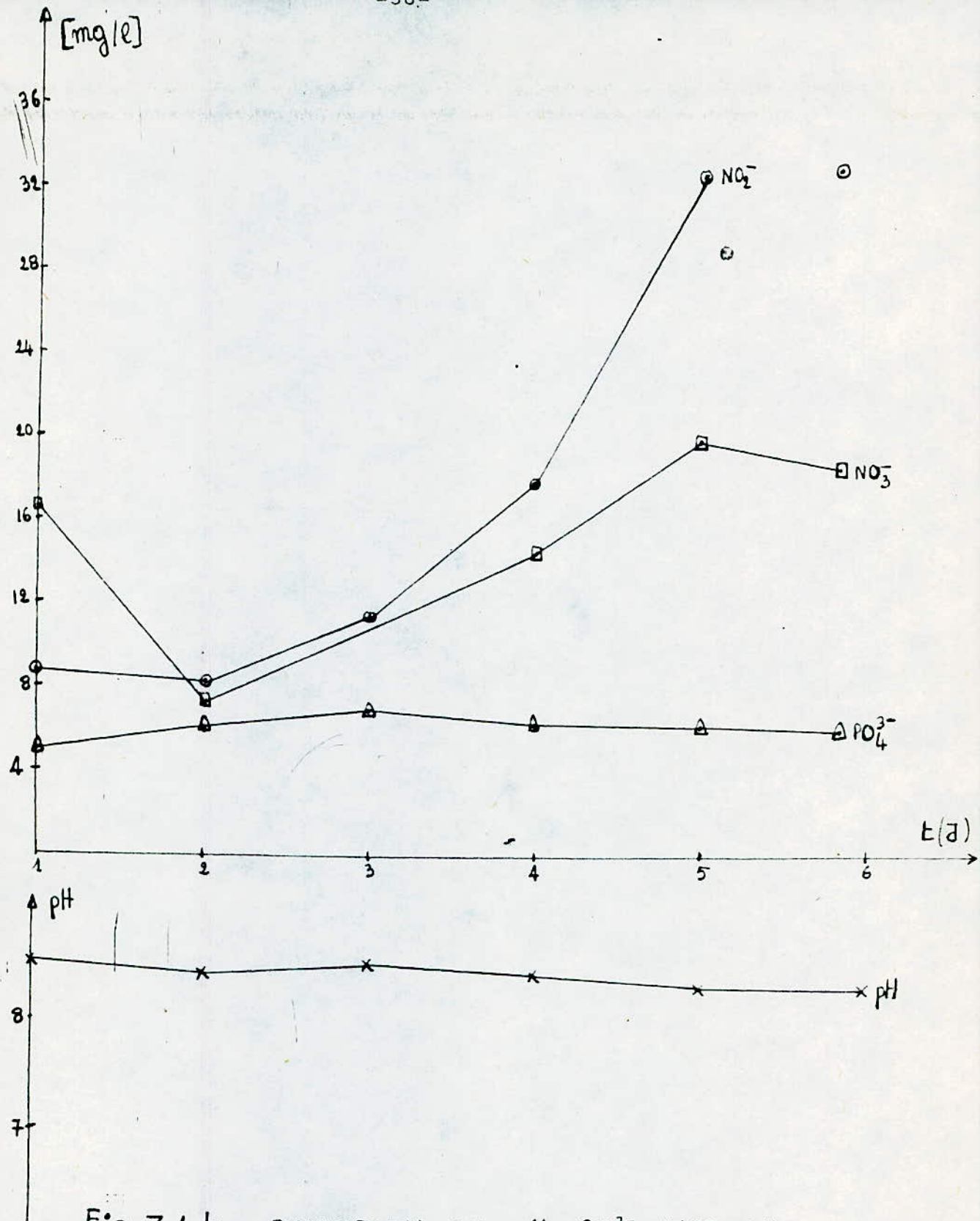


Fig 3.4 b EVOLUTION DU pH ; PO_4^{3-} ; NO_2^- ; NO_3^-
EN FONCTION DU TEMPS EN AEROBIOSE
(TROISIEME SEMAINE)

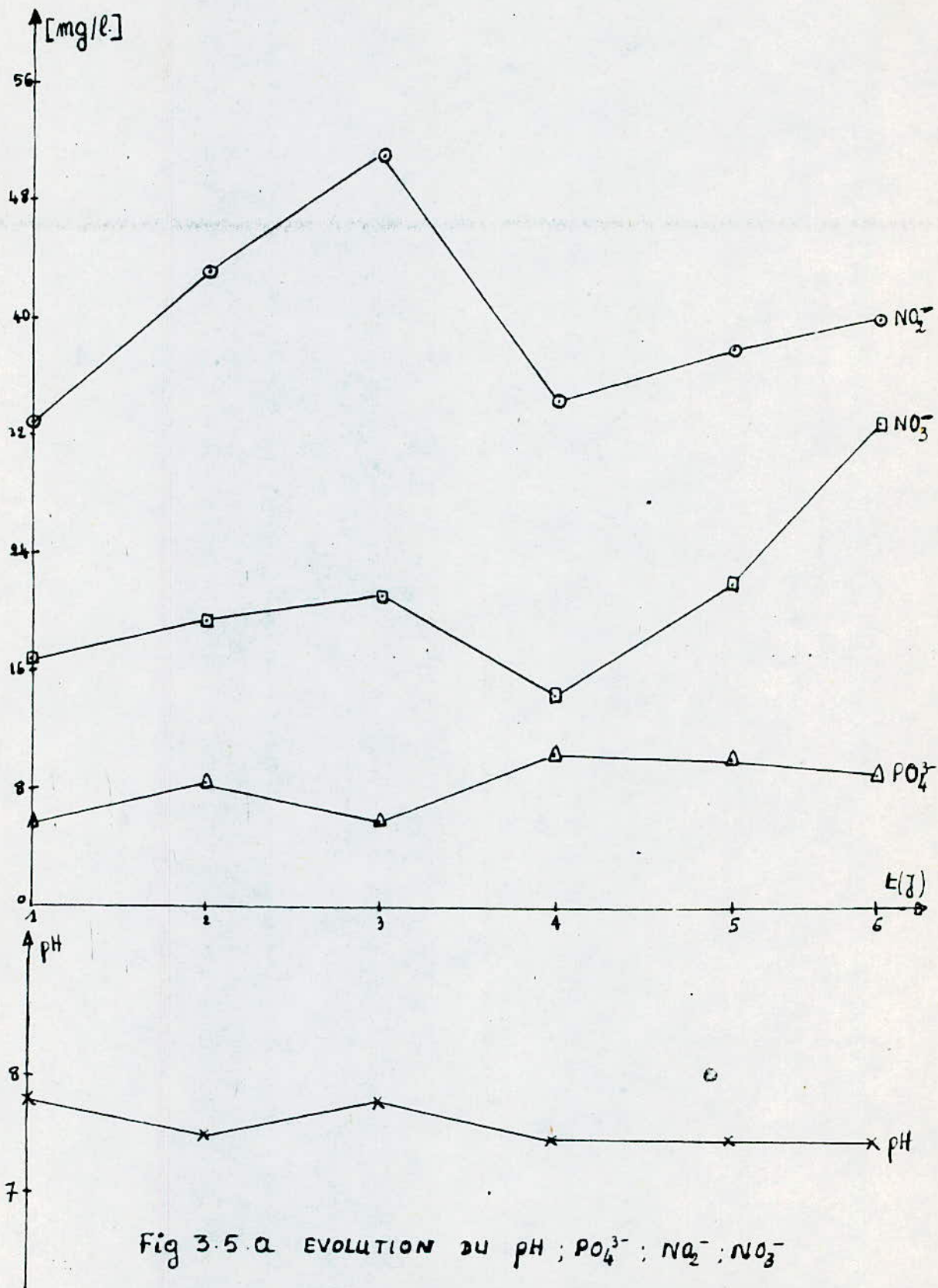


Fig 3.5.a EVOLUTION DU pH ; PO_4^{3-} ; NO_2^- ; NO_3^-
EN FONCTION DU TEMPS EN ANAEROBIOSE
(QUATRIEME SEMAINE)

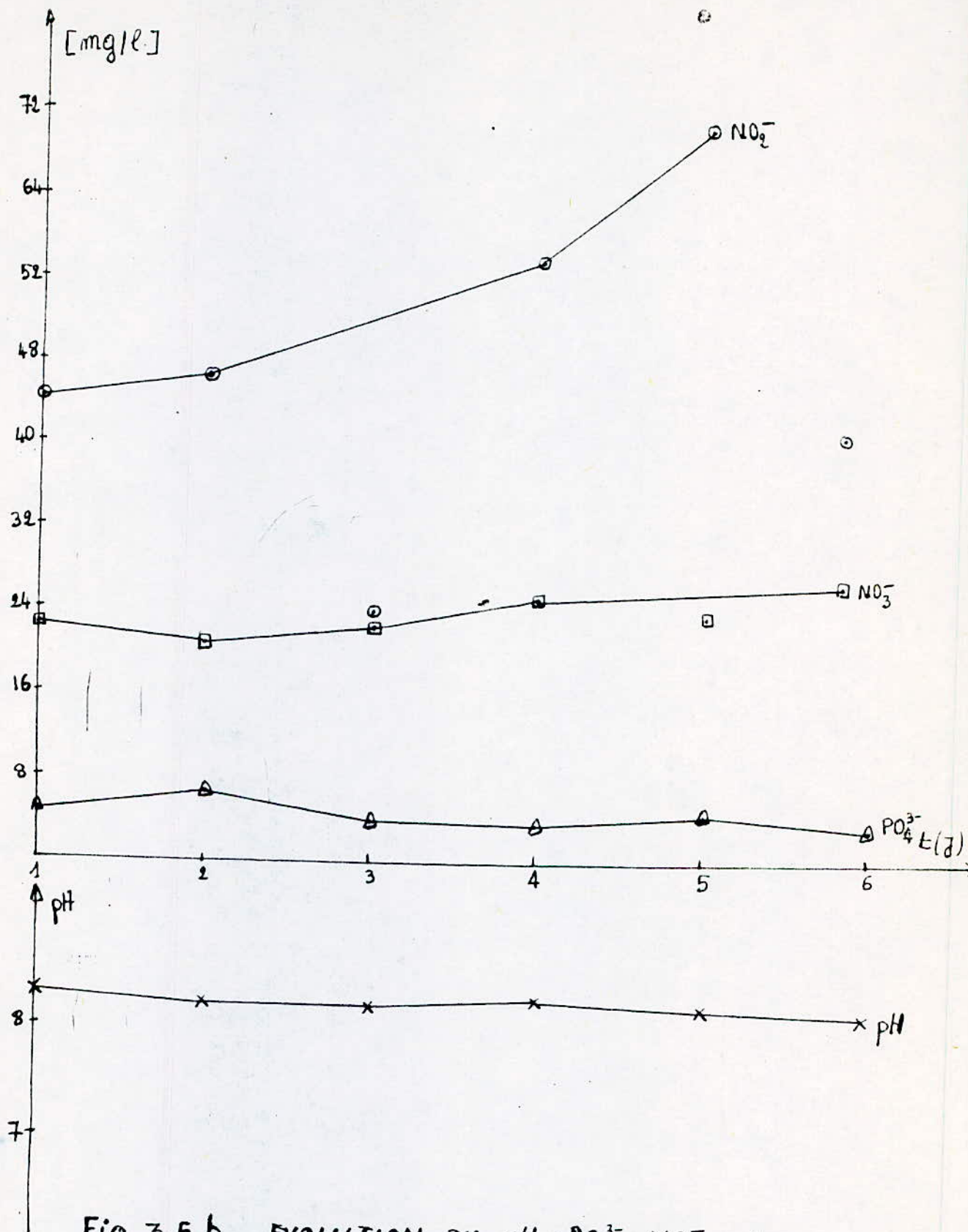


Fig 3.5 b EVOLUTION DU pH ; PO₄³⁻ ; NO₂⁻ ; NO₃⁻
EN FONCTION DU TEMPS EN AEROBIOSE
(QUATRIEME SEMAINE)

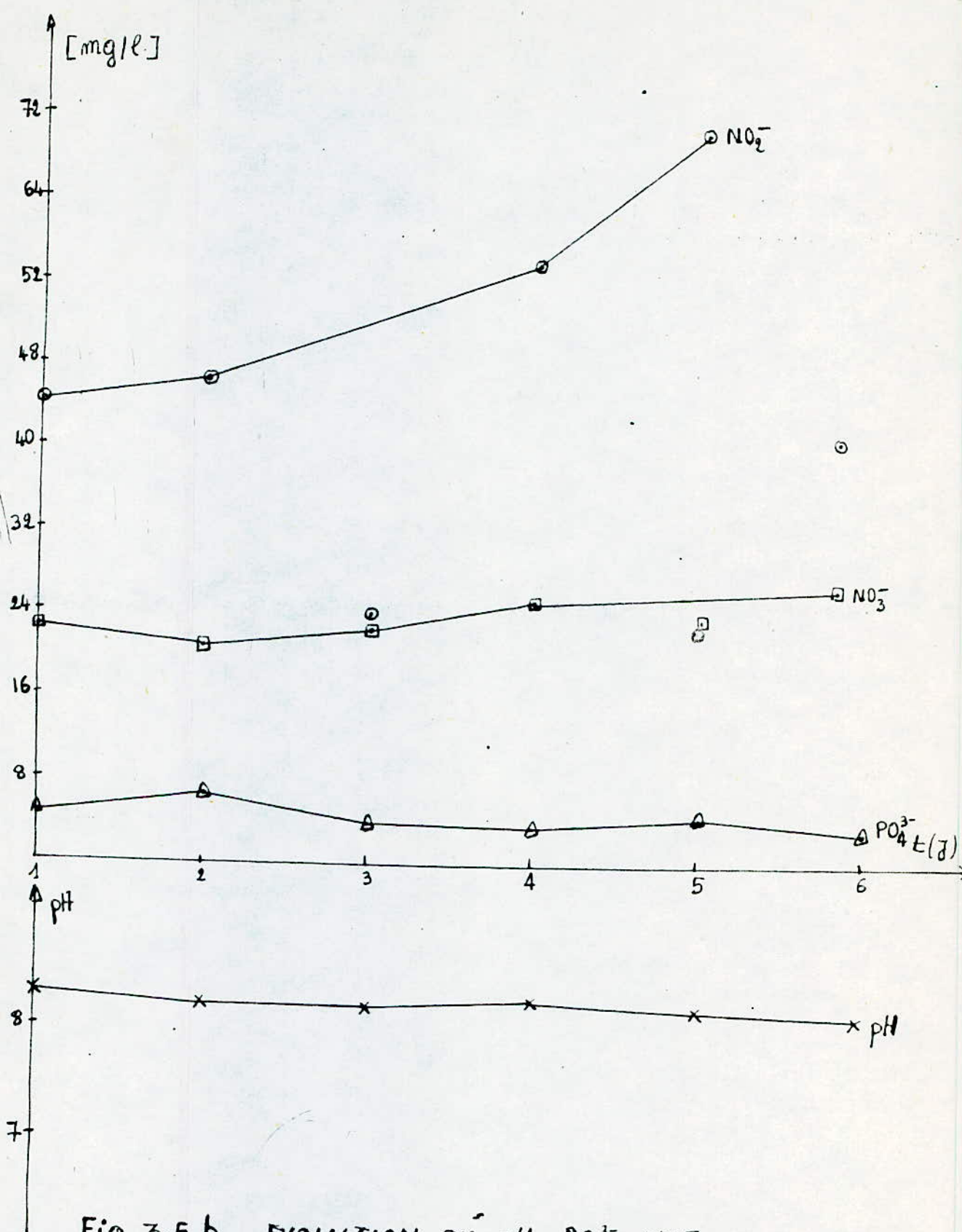


Fig 3.5 b EVOLUTION DU pH ; PO₄³⁻ ; NO₂⁻ ; NO₃⁻
EN FONCTION DU TEMPS EN AEROBIOSE
(QUATRIEME SEMAINE)

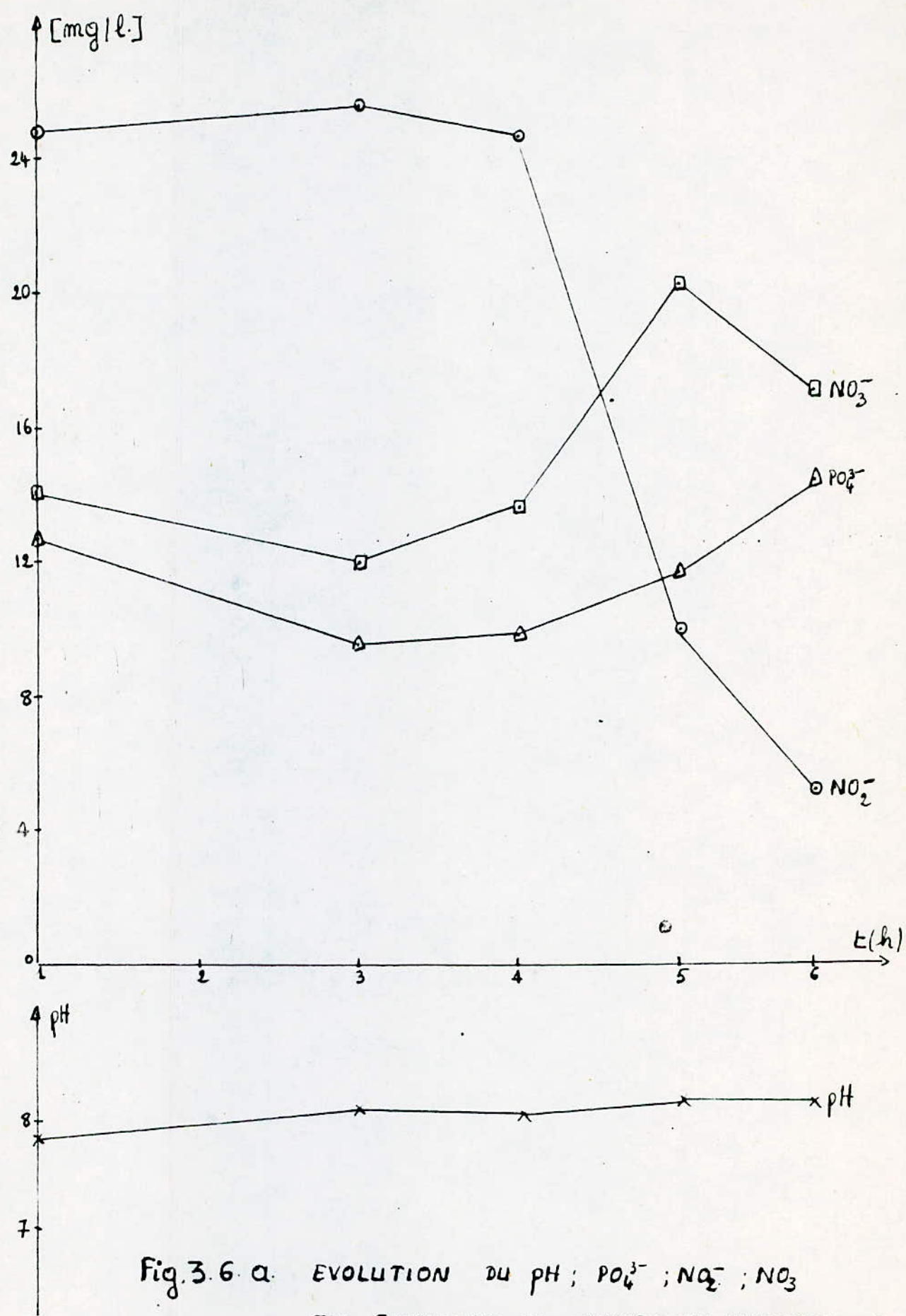


Fig.3.6 a. EVOLUTION DU pH ; PO_4^{3-} ; NO_2^- ; NO_3^-
EN FONCTION DU TEMPS EN ANAEROBIOSE
(CINQUIEME SEMAINE)

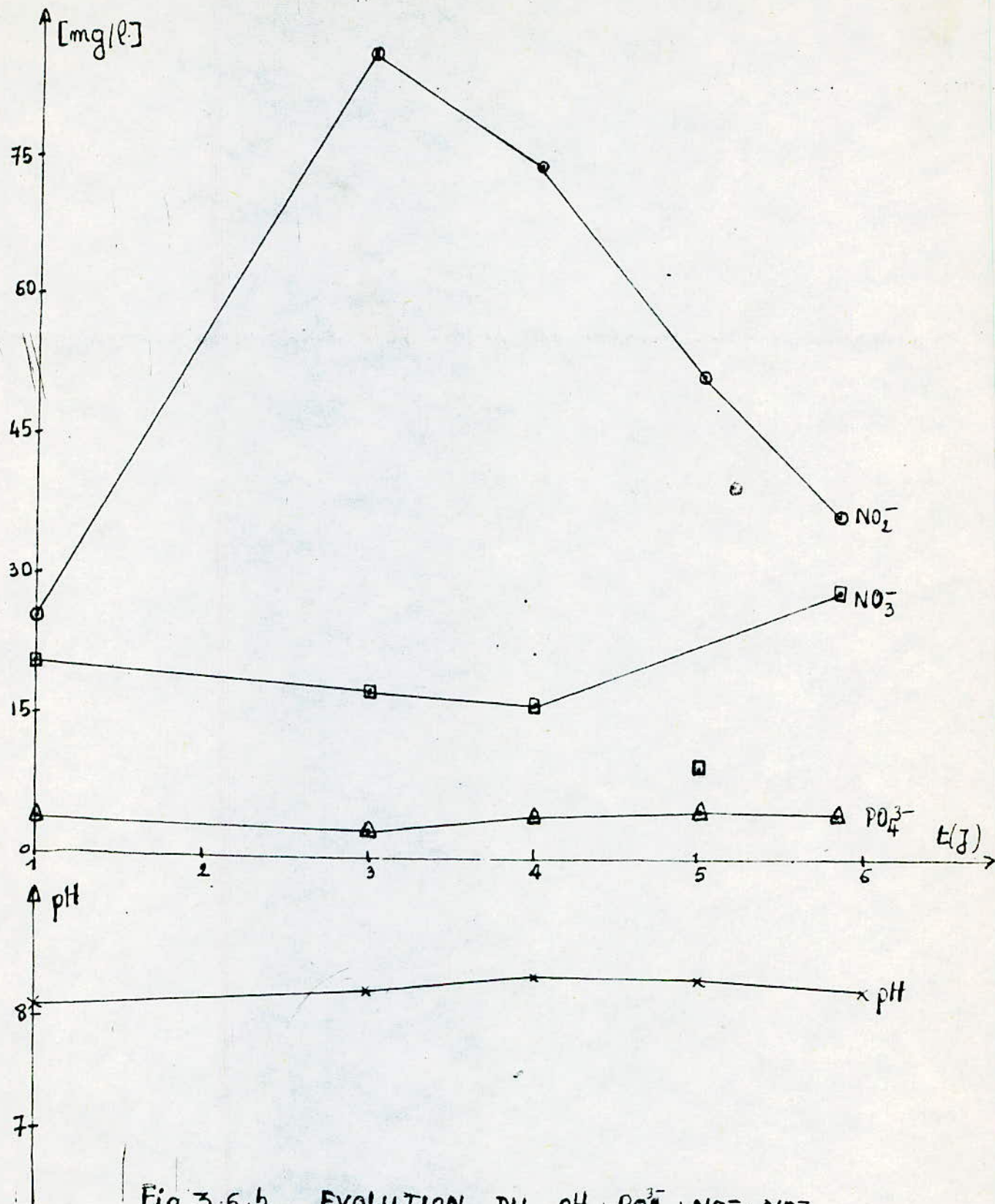


Fig 3.6.5 EVOLUTION DU pH ; PO₄³⁻ ; NO₂⁻ ; NO₃⁻
EN FONCTION DU TEMPS EN AEROBIOSE
(CINQUIEME SEMAINE)

III.8. Bilan du fonctionnement du pilote :

DCO (mg/l) entrée	300		
DCO (mg/l) sortie	60		
% élimination	80%		
PO_4^{3-} (mg/l) entrée	20	P - PO_4^{3-} : entrée	6,52
PO_4^{3-} (mg/l) sortie	4,98	P - PO_4^{3-} sortie	1,62
% élimination	75%		

III.9. {

III.9. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS :

Cette étude confirme clairement que l'élimination biologique du phosphore des eaux usées par un système de boues activées est possible sans aucun additif chimique ; pour cela une alternance anaérobie-aérobie de la biomasse est nécessaire.

Les essais effectués sur pilote de laboratoire du génie de l'Environnement avec un effluent synthétique ont par effet permis de piéger une quantité de phosphore supérieure à celle théoriquement nécessaire aux besoins nutritionnel des microorganismes épurateurs. Ce qui conduit à un rendement de 75% dans les conditions de l'essai avec une eau d'entrée titrant initialement 20 mg/l d'orthophosphates (PO_4^{3-})

Ces essais nous ont permis les observations suivantes :

- un relâgement important de PO_4^{3-} dans le milieu extérieur au cours de la phase anaérobie et nécessité de cette dernière pour l'assimilation par la suite en période aérée.

- une corrélation étroite entre la quantité de phosphore relargué et quantité piégée (voir Fig. 3-7).
- stockage du phosphore éliminé de l'eau à l'intérieur de la biomasse microbienne.
- une importance de l'apport de pollution carbonée au cours de la phase anaérobie afin d'engendrer le phénomène de "stress".
- afin d'éliminer le phosphore par voie biologique il est donc indispensable d'optimiser la nitrification-dénitrification de l'effluent.
- les normes du rejet du phosphore étant $< 1\text{mg/l}$, on n'a pas atteint cette teneur avec notre pilote, il serait souhaitable de prolonger le fonctionnement.

Pour des raisons de sécurité l'aération du bassin aérobie est discontinuée, afin d'améliorer le rendement, nous recommandons un fonctionnement avec aération continue.

Nous recommandons le dimensionnement du pilote en particulier du décanteur secondaire car pour un temps de séjour prolongé les boues relarguent du phosphore. Étant donné l'importance majeure du phosphore dans le phénomène d'eutrophisation des cours d'eau et en vue de la législation concernant les normes du rejet des stations d'épurations ($< 1\text{mg/l}$), il est souhaitable de continuer à effectuer les travaux dans ce domaine, afin de pouvoir optimiser au maximum le phénomène.

L'objectif des futures recherches devant être une collaboration intime entre les études fondamentales au laboratoire et la recherche appliquée sur les terrains. De plus, compte tenu de la teneur importante du phosphore piégé par les microorganismes il convient de se tourner vers la valorisation des boues produites en vue d'une utilisation en agriculture.

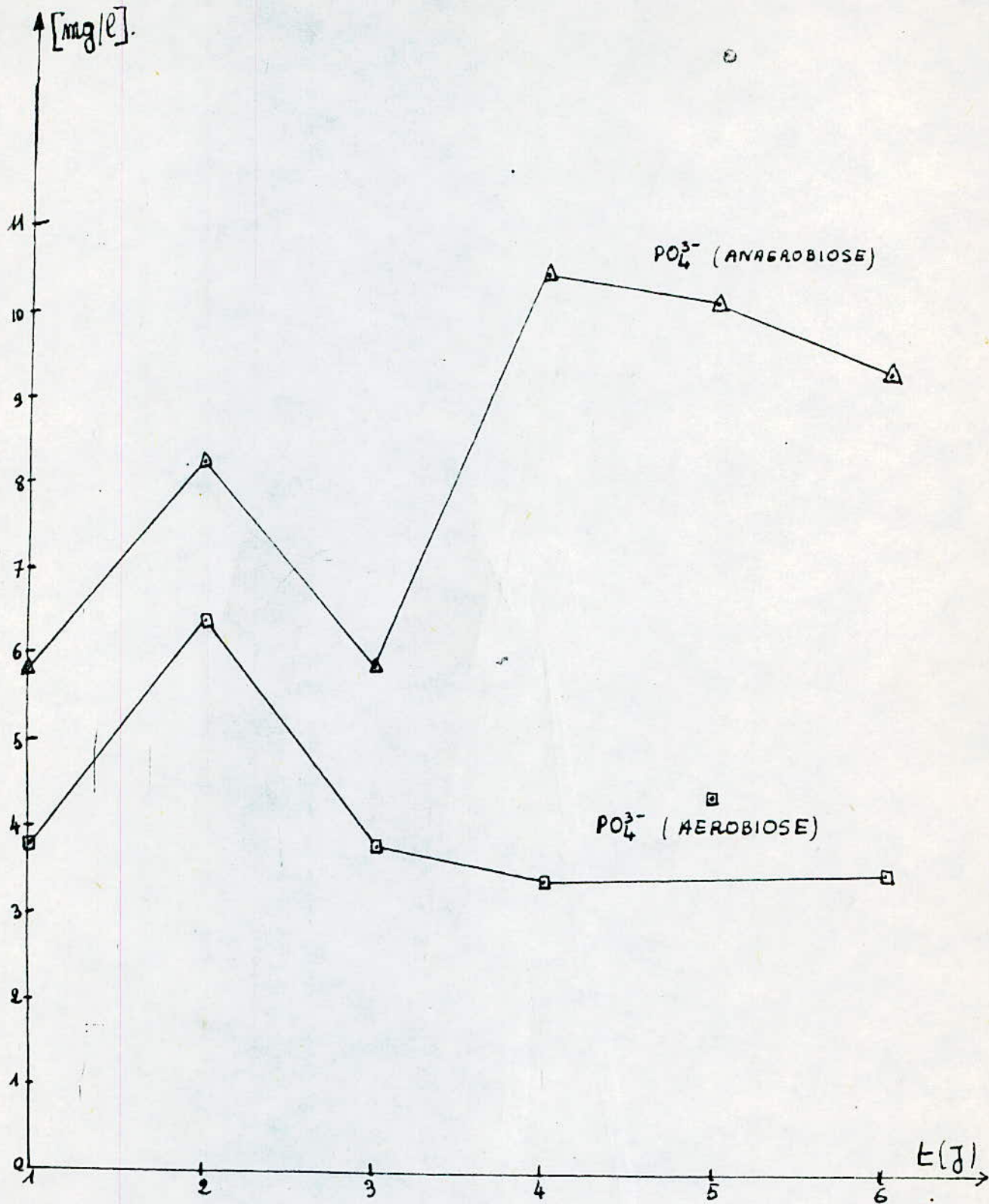


Fig. 3.7. CORRELATION ENTRE PHOSPHORE RELARGUÉ ET PHOSPHORE CONSOMMÉ. (QUATRIEME SEMAINE)

11 - 2 N N E X E

ANNEXE I.

Détermination de la demande chimique en oxygène DCO (20)

Réactifs :

- . Eau distillée
- . Acide sulfurique
- . Sulfate de mercure cristallisé
- . Sulfate d'argent
- . Sulfate de fer et d'ammonium
- . Dichromate de potassium
- . Solution de ferroïne

Mode Opératoire :

Introduire 50ml d'eau à analyser dans un ballon de 500ml.

Ajouter successivement 1g de sulfate de mercure cristallisé, 5ml de solution sulfurique de sulfate d'argent, 25ml d'une solution de dichromate de potassium 0,25N et 70ml d'une solution sulfurique de sulfate d'argent. Porter l'ensemble à ébullition pendant 2heures en adoptant au ballon un réfrigérant à reflux.

Laisser refroidir, diluer à 350ml avec de l'eau distillée, ajouter quelques gouttes de ferroïne.

Déterminer la quantité nécessaire de sulfate de fer et d'ammonium pour observer un virage au rouge violacé, procéder aux mêmes opérations sur un échantillon d'eau distillée pris comme référence.

Expression des resultats :

La demande chimique en oxygène (DCO) exprimée en milligramme d'oxygène par litre est égale à : $\frac{8000 (V_0 - V_1) T}{V}$

où V_0 et V_1 : désignent respectivement le volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire au dosage à blanc et de l'échantillon.

T : le titre de la solution de sulfate de fer et d'ammonium.

$$T = \frac{\text{ml } K_2Cr_2O_7 \times 0,25}{\text{ml } Fe (NH_4)_2 (SO_4)_2}$$

V : le volume de la prise d'essai (20)

ANNEXE II :

Dosage des nitrates : Méthode au réactif de Zambelli

Réactifs :

- . Ammoniaque pure
- . Acide chlorhydrique pur
- . Acide sulfanilique
- . Phénol cristallisé

Chlorure d'ammonium

- . Eau distillée
- . Nitrite de sodium

Mode opératoire :

Prélever 50ml d'eau à analyser, ajouter 2ml de réactif de Zambelli. Agiter et laisser au repos 10minutes. Ajouter ensuite 2ml d'ammoniaque pure apparition d'une coloration jaune ; effectuer la lecture au spectromètre à la longueur d'onde de 435nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats :

Pour une prise d'essai la courbe donne directement la teneur en NO_2^- , exprimée en milligrammes par litre d'eau. Cette valeur multipliée par 0,305 donne la teneur en azote nitreux exprimée en milligrammes par litre d'eau. (20)

Tableau 2-1.

N° FIOLE	T	1	2	3	4	5	6
Solution fille étalon à 0,0023g/l de NO ₂ ⁻ (ml)	0	1	5	10	15	20	25
Eau distillée (ml)	50	49	45	40	35	30	25
Réactif de Zambelli (ml)	2	2	2	2	2	2	2
Attendre 10mn et ajouter							
Ammoniaque pure (ml)	2	2	2	2	2	2	2
Correspondance en mg/l de NO ₂ ⁻	0	0,046	0,23	0,46	0,69	0,92	1,15
Densité optique	0	0,019	0,086	0,207	0,291	0,384	0,393

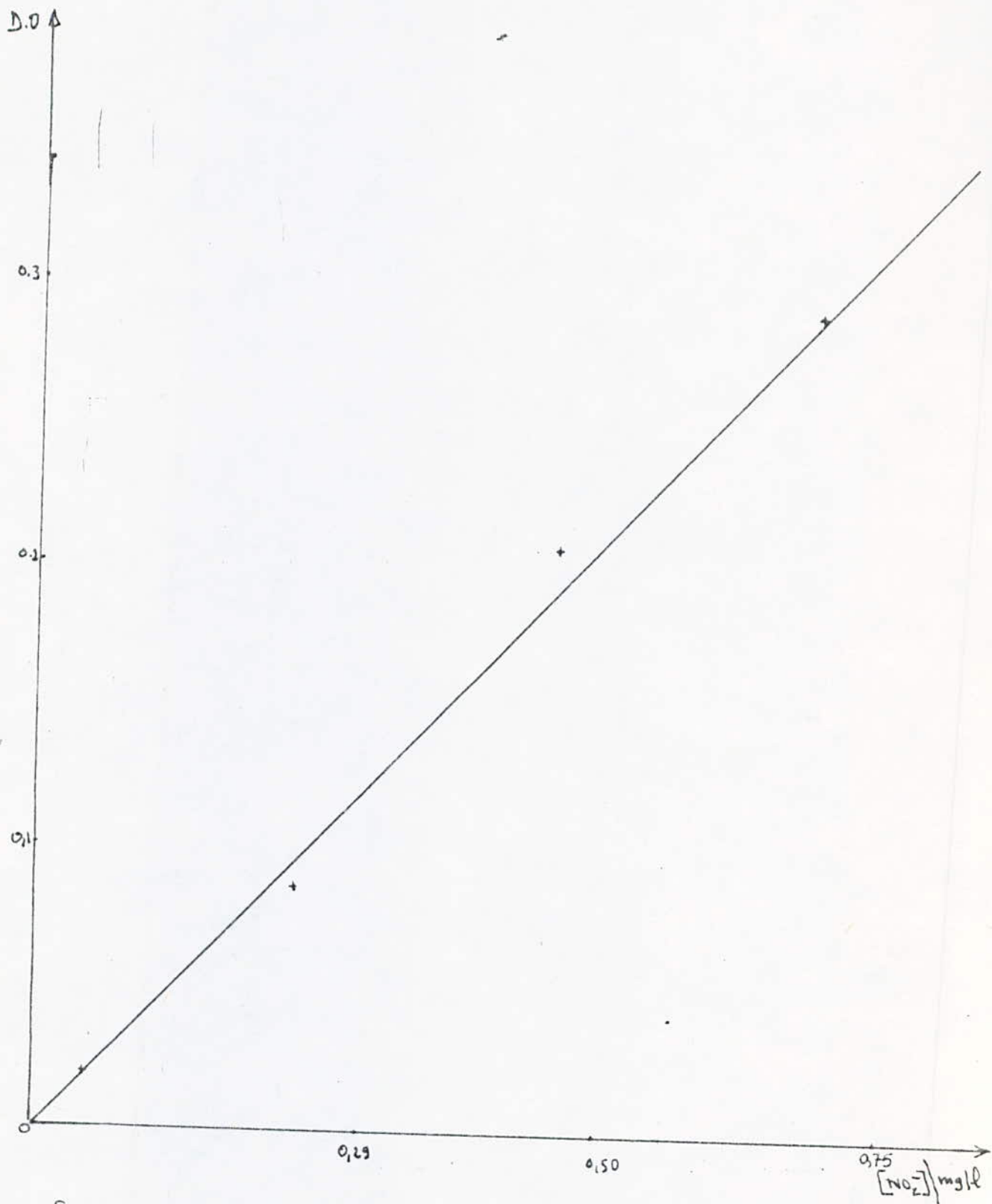


Fig: 2.1: Courbe d'étalonnage des nitrites

ANNEXE III :

Dosage des nitrates :

Réactifs :

- . Ammoniaque pure
- . Acide sulfurique
- . Nitrate de potassium
- . Phénol
- . Eau distillée.

Mode opératoire :

Prélever 5ml de la solution mère à 100mg/l de NO_3^- dans un petit becher. Evaporer à sec sur plaque chauffante, puis laisser refroidir, ajouter 1ml de réactif sulfaphénique et bien mélanger en grattant avec des baguettes en verre. Laisser réagir 15mn puis ajouter 5ml d'eau distillée. Ensuite ajouter 5ml d'ammoniaque. Apparition d'une coloration jaune, compléter à 50ml avec de l'eau distillée. Effectuer la lecture au spectromètre à la longueur d'onde de 440nm.

Expression des résultats :

1 milliéquivalent au litre = 62mg au litre d'ions NO_3^-
1mg au litre de NO_3^- = 0,01613 milliéquivalent au litre. (21)

Tableau 3-1

N° FIOLE	T	1	2	3	4	5	6
(NO_3^-) mg/l	0	20	40	50	60	80	100
Densité optique	0,000	0,077	0,168	0,202	0,252	0,304	0,417

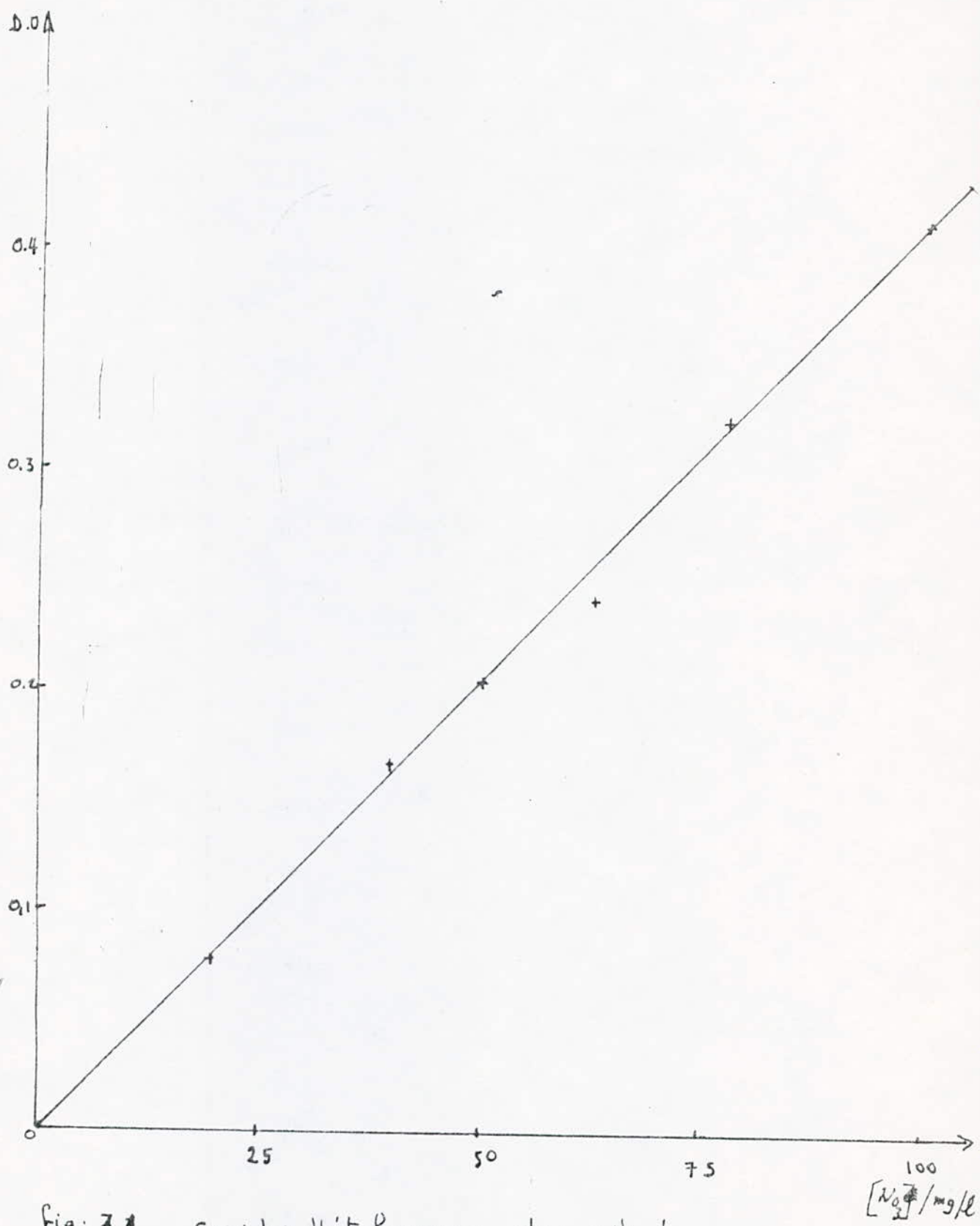


Fig: 3.1 courbe d'étalonnage des nitrates

ANNEXE IV /

Dosage des orthophosphates

Réactifs :

- . Molybdate d'ammonium
- . Chlorure stanneux
- . Glycerine

Reducteur : dissoudre 2,5g de chlorure stanneux dans 100ml de glycerine dans un bain marie.

Réactif de molybdate :

Traiter 25g de paramolybdate d'ammonium dans 175ml d'eau par une solution de 20ml d'acide sulfurique concentrée dans 400ml d'eau, après refroidissement, compléter à 1000ml avec l'eau distillée.

- . Phosphate monopotassique KH_2PO_4
- . Acide sulfurique
- . Acide nitrique
- . Eau distillée.

Mode opératoire :

A 100ml de l'échantillon filtré et neutralisé introduire 4ml du réactif molybdate d'ammonium puis quelques gouttes (10) du reducteur chlorure stanneux (SnCl_2) ; ensuite agiter. Apparition d'une coloration bleue. Laisser reposer pendant 10mn. Effectuer la lecture au colorimètre à la longueur d'onde $\lambda = 660\text{nm}$.

Expression des résultats :

La courbe d'étalonnage donne directement la teneur en orthophosphate exprimée en mg/l.

Tableau 4-1

N° FIOLE	1	2	3	4	5	6
Solution mère (ml)	0	20	40	50	60	100
Eau distillée (ml)	100	80	60	50	40	0
Réactif molybdate d'ammonium (ml)	4	4	4	4	4	4
Réactif chlorure stanneux SnCl ₂ (gouttes)	10	10	10	10	10	10
(PO ₄ ³⁻) mg/l	0	1	2	2,5	3	5
Densité optique	0,000	0,179	0,357	0,440	0,518	0,833

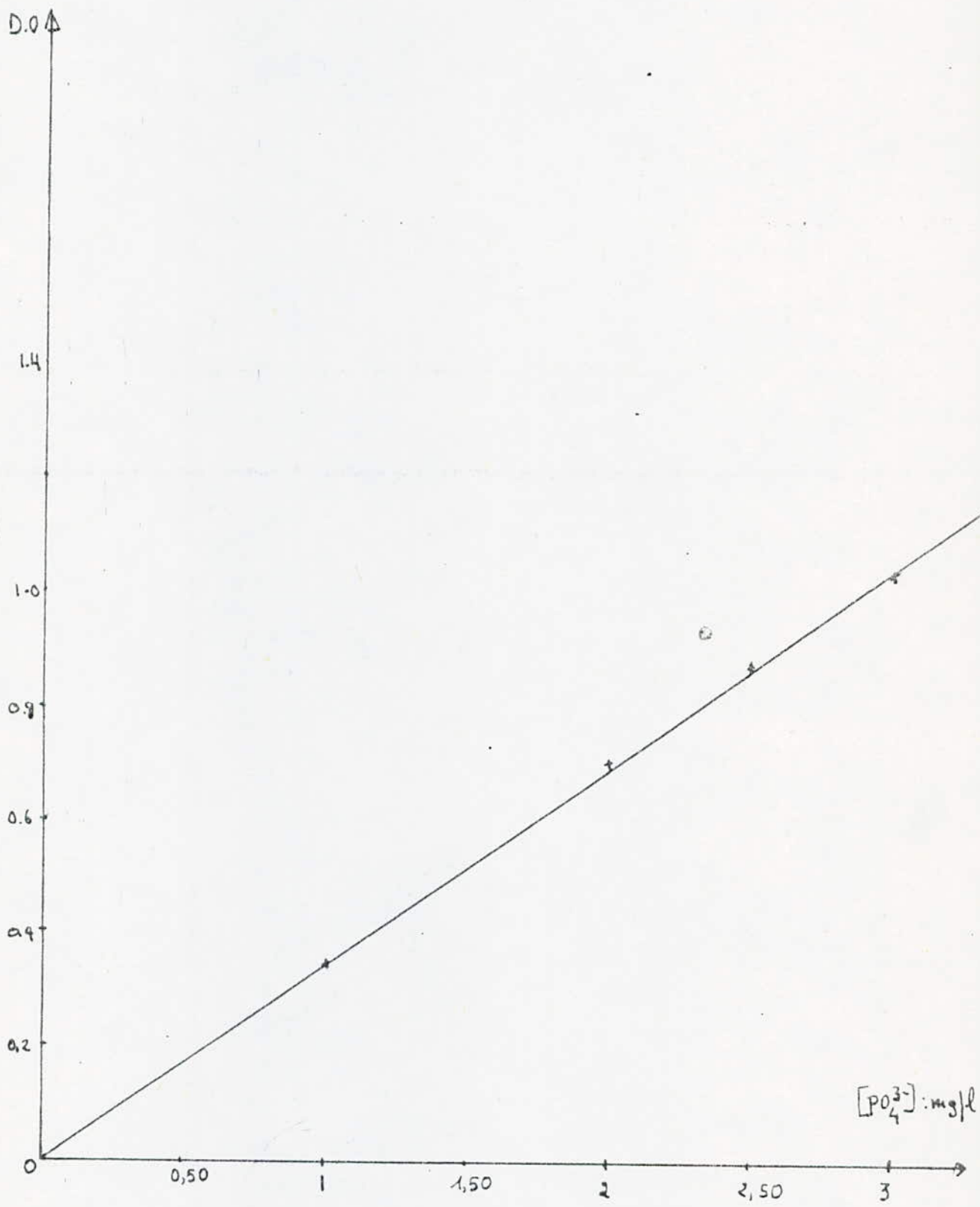


Fig: 4.1 Courbe d'etalonnage des Orthophosphates

ANNEXE V : Les résultats expérimentaux [] en mg/l

a) Résultats de la 1ère semaine :

Date	pH	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
02/04/88	8,5	8,15	4,33	22,86
03/04/88	8,5	15,62	4,11	18,57
04/04/88	8,4	17,42	6,23	18,33
05/04/88	8,3	14,35	5,29	12,38
06/04/88	7,5	21,62	4,35	9,8
07/04/88	7,5	20,25	4,16	16,67

Tableau 5.1 : Bassin anaérobie

DATE	pH	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
02/04/88	8,9	16,78	4,61	12,14
03/04/88	8,9	21,10	5,54	12,38
04/04/88	9,1	17,75	5,32	13,34
05/04/88	9,1	12,81	5,27	20,24
06/04/88	8,3	17,89	5,23	30
07/04/88	8,2	15,08	5,25	14,76

Tableau 5.2. : Bassin aérobie

b) Resultats de la 2ème semaine :

DATE	pH	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
09/04/88	8	17,77	4,38	15,48
10/04/88	7,9	16,90	4,54	22,38
11/04/88	8,2	16,19	4,34	18,10
12/04/88	8,5	10,03	4,43	18,57
13/04/88	7,8	10,76	5,28	15,71
14/04/88	8,5	9,27	5,37	19,52

Tableau 5.3. : Bassin anaérobie

DATE	pH	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
09/04/88	8,4	13,83	4,86	21,43
10/04/88	8,3	12,84	4,77	20,48
11/04/88	8,5	11,45	5,07	31,67
12/04/88	8,6	7,81	5,25	14,29
13/04/88	8,5	9,30	5,42	14,76
14/04/88	8,6	5,97	5,95	17,14

Tableau 5.4. : Bassin aérobie

c) Resultats de la 3ème semaine :

DATE	pH	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
16/04/88	8,3	7,43	6,64	17,38
17/04/88	8,3	110,45	6,05	17,86
18/04/88	8,2	8,68	9,18	25,6
19/04/88	8	8,50	17,88	23,33
20/04/88	7,9	9,82	20,31	18,57
21/04/88	7,6	8,85	61,41	20,95

Tableau 5.5. : Bassin anaérobie

DATE	pH	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻	NO ₂ ⁻
16/04/88	8,5	4,91	8,67	16,43
17/04/88	8,4	6,04	7,80	7,14
18/04/88	8,5	6,83	11,18	32,38
19/04/88	8,4	6,32	17,76	14,29
20/04/88	8,3	6,42	32,45	19,95
21/04/88	8,3	6,21	33,05	18,57

Tableau 5.6. : Bassin aérobie

d) Resultats de la 4ème semaine :

DATE	pH	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
23/04/88	7,8	5,83	16,67	32,89
24/04/88	7,5	8,26	19,52	43,09
25/04/88	7,8	5,85	21,19	51,09
26/04/88	7,5	10,48	14,52	34,40
27/04/88	7,5	10,15	22,14	37,96
28/04/88	7,5	9,30	33,10	40,19

Tableau 5.7. : Bassin anaérobie

DATE	pH	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻
23/04/88	8,3	4,53	44,35	22,14
24/04/88	8,2	6,40	46,39	21,19
25/04/88	8,2	3,82	23,43	22,14
26/04/88	8,25	3,42	57,43	25
27/04/88	8,2	4,44	70,21	23,57
28/04/88	8,1	3,52	41,12	26,43

Tableau 5.8. : Bassin aérobie

e) Resultats de la 5ème semaine :

DATE	pH	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
30/04/88	7,8	12,65	24,68	14,05
01/05/88	-	-	-	-
02/05/88	8,1	9,51	25,67	11,90
03/05/88	8,1	9,70	24,63	13,57
04/05/88	8,2	11,63	9,94	20,24
05/05/88	8,2	14,37	5,24	17,14

Tableau 5.9. : Bassin anaérobie

DATE	pH	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻
30/04/88	8,1	3,37	24,97	20,48
01/05/88	-	-	-	-
02/05/88	8,25	2,57	86,50	17,86
03/05/88	8,4	4,11	73,12	15,95
04/05/88	8,4	5,05	52,07	10
05/05/88	8,3	4,67	37,38	29,29

Tableau 5.10. : Bassin aérobie

ANNEXE VI :

Spectrophotomètre par absorption de la lumière :

C'est une méthode optique dont le principe est le suivant :

- lorsqu'un faisceau lumineux de longueur donnée traverse une solution colorée, une fraction de la lumière incidente est absorbée en fonction de la concentration du composé coloré.
- à partir de cette fraction de la lumière incidente absorbée on déduit la concentration de la substance absorbante. Le principe de cette méthode est basée sur la loi de Beer-Lambert :

$$\text{Log} \frac{I_0}{I} = k.l.c$$

I_0 : intensité du faisceau lumineux monochromatique incident.

I : intensité du faisceau lumineux emergent

l : épaisseur de la cellule

c : concentration du corps absorbant dans la solution (g/l)

k : coefficient d'extinction moléculaire.

On définit la densité optique "DO" comme le logarithme du rapport $\frac{I_0}{I}$

$$DO = \text{Log} \frac{I_0}{I} = k.l.c \quad (20)$$



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

- (1) Abdelkader GAID : Epuration biologique des eaux usées
Page 4 O.P.U Alger 1984.
- (2) Paul PASCAL : Nouveau traité de chimie minérale
Tome X page 715 à 909 Edition Masson et Cie. . . .
Paris 1956
- (3) M. FLORENTZ, P. GILLE ; P. HATERMANN : Elimination biologique du
phosphore. Revue : techniques et sciences municipales
Janvier - Février 1983, page 25 à 32.
- (4) A. DESSART ; J. JODOGNE ; J. PAUL : chimie minérale. Notions de chimie
nucléaire Tome II, page 105 à 117, Edition A. DEBOECK.
Bruxelles 1979.
- (5) Roger DAJOZ : Précis d'écologie. 4è Edition Bordas paris 1982
Page 321 à 322.
- (6) Jean Paul BENNETON : Eutrophisation des plans d'eau.
Revue : la Tribune du CEBEDEAU page 15 N° 506,
Janvier 1986 liège (Belgique)
- (7) François RAMADE : Elément d'écologie : Ecologie appliquée.
Pages 235 à 237 edition Mc BRAW-Hill, Paris 1982.
- (8) O.C.D.E. : Eutrophisation des eaux : Méthodes de surveillance,
d'évaluation et de lutte. Paris 1982.
- (9) T.M.S. : Techniques et sciences municipales. Juin 1985.

- (10) W.W. Echkenfelder : Gestion des eaux usées urbaines et industrielles
Page 405 à 408. Edition technique et documenta-
tion Paris 1981.
- (11) J.P. BECHAC ; P. BOUTTIN ; M. MERCIER ; P. NUER : Traitement des eaux
usées. Page 192 à 194., Edition Eyrolles Paris 1984
- (12) D. MALNOU ; P. CHOPPARD ; H. ANDREARCKZYK : La déphosphatation biolo-
gique : peut on y croire ? Revue technique et
sciences municipales. Janvier-Février 1983,
Page 63-71.
- (13) Robert THOMAZEAU : Stations d'épuration : Eaux potables. Eaux usées.
Page 212-215, Edition : techniques et documenta-
tion, Paris 1981.
- (14) J. CONILLAULT : Examen microscopique des boues.
- (15) M.C. HASCOET ; M. FLORENTZ : La déphosphatation biologique des eaux
usées. Revue techniques et sciences municipales N°3/85
Mars 1985, Page 115-120.
- (16) Henri ROQUES : Fondaments théoriques du traitement biologique des eaux.
Vol.II; technique et documentation, 2è Edition 1980.
Page 1540.
- (17) M. FLORENTZ et M.C. HASCOET : L'influence des nitrates et de la nature
du substrat carboné sur la déphosphatation biologique:
Revue : l'eau, l'industrie, les nuisances. N°91
Avril 1985, Pages 53 à 57.

- (18) Y. COMEAU et Collaborateurs : Biochemical model for enhanced biological phosphorus : Revue water research. Vol. 20 Number 12 December 1986, Page 1511 à 1521 ; Edition Pergamon Press. Great Britain.
- (19) E.J. GRIFFITH et al. editors : "Environmental phosphorus hand book" 1972 wiley. New York.
- (20) Jean RODIER : L'analyse de l'eau 7è edition DUNOD, Paris 1984.
- (21) AF.NOR T 90-013 dosage des nitrates 1975.

