



## THESIS / THÈSE

### MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

#### Étude et comparaison de deux techniques d'extraction de l'eau interstitielle du sédiment: application au cycle de l'azote en étang de pisciculture fertilisé

Piersotte, Nadia

*Award date:*  
1991

*Awarding institution:*  
Universite de Namur

[Link to publication](#)

#### **General rights**

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal ?

#### **Take down policy**

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Faculté Universitaire Notre Dame de la Paix  
Faculté des Sciences  
rue de Bruxelles 61- 5000 Namur  
tel. 081/22 90 61- Telex 59222 facnam-b- Telefac 081/ 23 03 91.

## Etude et comparaison de deux techniques d'extraction de l'eau interstitielle du sédiment: Application au cycle de l'azote en étang de pisciculture fertilisé.

Piersotte Nadia

### Résumé

Dans le cadre de la valorisation de la production piscicole en étang par la fertilisation organique, le sédiment est le site principal de décomposition des matières et du recyclage des nutriments, conditionnant la productivité de la colonne d'eau. En rapport aux mécanismes de libération de l'azote dissous des sédiments, l'étude du comportement de l'azote dans l'eau interstitielle du sédiment et de l'interface sédiment-eau est nécessaire. L'objectif de ce travail est la comparaison de deux techniques d'extraction de l'eau interstitielle pour l'analyse de son azote dissous. **La dialyse** permet, après 12 jours d'incubation, la réalisation d'un profil de concentration en profondeur mais elle sous-estime les valeurs réelles jusqu'à 50%. **La centrifugation** récupère jusqu'à 95% du  $\text{NH}_4^+$ , forme d'azote majoritaire du bilan d'azote (10 mg/l-N- $\text{NH}_4^+$  en étang fertilisé), cette méthode est donc très efficace pour l'ammonium.

### Abstract

Within the framework of making the most of fish production in pond through organic fertilisation, sediment is the principal site of organic matter decomposition activity and nutrients recycling, conditioning the water column's productivity. In relation to the release mechanism of dissolved nitrogen from sediments, it becomes necessary to investigate the behavior of nitrogen in pore water and at the sediment surface. Our aim is to compare two methods allowing the separation of pore water from sediment with the object of analysing its dissolved nitrogen. **Dialysis** allows, after 12 days waiting, to carry out concentration profile within sediment but with a loss about 50% in comparison with real values. **Centrifugation** is very efficient to recover up to 95% of  $\text{NH}_4^+$ , the most important nitrogen form in nitrogen balance (10 mg/l-N  $\text{NH}_4^+$  in fertilized pond).

Mémoire de Licence en Science Biologique  
septembre 1991

Promoteur : J-C. Micha

Co-promoteur : B. Montuelle

## REMERCIEMENTS

Je tiens tout personnellement à remercier monsieur le Docteur Bernard Montuelle, Bernadette Volat et Annette Berard (thésarde) du CEMAGREF de Lyon pour m'avoir chaleureusement accueillie dans leur laboratoire, pour m'avoir conseillée dans mes manipulations et initiée à l'esprit de recherche .

Je désire également remercier spécialement messieurs les professeurs J-C Micha (promoteur de ce mémoire), J-P Descy et P Kestemont pour leur intérêt, pour leurs conseils et pour les corrections qu'ils ont apportés à la rédaction de ce document.

Je remercie monsieur B Denil du centre de rencontre, qui m'a permis d'obtenir une bourse ERASMUS indispensable pour le financement de mon séjour à Lyon.

J'exprime ma vive gratitude à ma mère, madame Nadine Masson, pour avoir dactylographier ce document.

Enfin, je tiens à exprimer ma reconnaissance à tout ceux qui, de près ou de loin, m'ont aidée à la réalisation de ce travail, en particulier à mes parents et amis, de France et de Belgique. Je remercie vivement mademoiselle Sassi Souade, de Lyon, pour sa présence, son humour et son aide morale dans les moments difficiles.

## SOMMAIRE

### RESUME-ABSTRACT

### REMERCIEMENTS

### SOMMAIRE

#### INTRODUCTION GENERALE

1

#### I SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

#### LA FERTILISATION ORGANIQUE EN ETANG DE PISCICULTURE ET LE CYCLE DE L'AZOTE DANS LES SEDIMENTS DES ETANGS.

2

##### 1. Introduction

2

##### 1.1. Présentation du problème

2

##### 1.2. Choix du sujet

3

##### 1.3. Les objectifs et le contenu du mémoire

3

##### 2. Structure et fonction d'un écosystème aquatique: l'étang de pisciculture

4

##### 2.1. Les facteurs de croissance dans l'eau

4

##### 2.1.1. La notion de facteurs limitants

4

##### 2.1.2. L'azote

6

##### 2.1.2.1. Introduction

6

##### 2.1.2.2. Le cycle de l'azote en milieu naturel non eutrophisé

6

##### 2.1.2.3. L'azote en aquaculture

9

##### 2.1.2.4. Conclusion

10

##### 2.1.3. Le phosphore

10

##### 2.1.3.2. Introduction

10

##### 2.1.3.3. Le cycle du phosphore en milieu naturel non eutrophisé

11

##### 2.1.3.3. Le phosphore en aquaculture

12

##### 2.1.3.4. Conclusion

12

##### 2.2. Biocénoses et relations trophiques en étang

13

##### 2.2.1. Introduction

13

##### 2.2.2. Niveaux et réseaux trophiques de l'étang

15

##### 2.2.2.1. Particularité de l'étang de production

15

##### 2.2.2.2. Le réseau trophique est le siège du transfert de l'énergie

15

##### 2.2.3. Conclusion

16

2.3.La pisciculture en étang	16
2.3.1.Introduction	17
2.3.2.La pisciculture intensive et extensive	17
2.4.Contrôle de la production de l'étang	19
2.4.1.Introduction	19
2.4.2.Amélioration de la production primaire:la fertilisation des étangs	19
2.4.2.1.Introduction	19
2.4.2.2.Apport de N et P par la fertilisation minérale	20
2.4.2.2.1.Introduction	20
2.4.2.2.2.La production primaire des étangs fertilisés	21
2.4.2.2.3.Les engrais minéraux dans la chaîne trophique	21
2.4.2.2.4.Application et gestion des apports	22
2.4.2.2.5.Exemple d'application	23
2.4.2.2.6.Conclusion	23
2.4.2.3.La fertilisation organique	24
2.4.2.3.1.Introduction	24
2.4.2.3.2.Impact des matières organiques sur la chaîne trophique	25
2.4.2.3.3.La fertilisation organique agit à trois niveaux	25
2.4.2.3.4.L'intégration de l'étang au système agricole	27
2.4.2.3.5.Conclusion	29
2.4.3.Augmentation de la production en poissons par l'alimentation	30
2.4.3.1.Généralité	30
2.4.3.2.L'alimentation en système extensif et intensif	31
2.4.3.3. Conclusion	31
2.4.4.Augmentation de la production en poissons par la polyculture	31
2.4.4.1.Introduction	31
2.4.4.2.Les effets de la polyculture	32
2.4.4.3.Modèle d'application en Chine	34
2.4.4.4.Conclusion	34
2.5.Rôle particulier des sédiments dans l'écosystème étang	35
2.5.1.Introduction	35
2.5.2.Définition	35
2.5.3.Rôle du sédiment	35
2.5.3.1.La dégradation des matières organiques dans le sédiment	36
2.5.3.2.Apport de matières organiques au sédiment et la formation d'un sédiment	37
2.5.3.3.Les échanges eau-sédiments dans les étangs	38
2.5.3.3.a. le phosphore	39
2.5.3.3.b. l'azote dans les sédiments	40

2.5.4.Conclusion	41
3.Conclusion	41

## II-PARTIE EXPERIMENTALE

### ETUDE ET COMPARAISON DE DEUX TECHNIQUES D'EXTRACTION DE L'EAU INTERSTITIELLE DU SEDIMENT:APPLICATION AU CYCLE DE L'AZOTE EN ETANG DE PISCICULTURE FERTILISE.

1.Introduction	43
1.1. Les objectifs	43
1.2.Deux techniques courantes d'extraction de l'eau interstitielle	44
1.2.1.La dialyse	44
1.2.2.La centrifugation suivie de la filtration	45
2.Matériel et méthode	46
2.1.Matériel	46
2.1.1.Matériel de laboratoire	46
2.1.2.Matériel de terrain	47
2.1.2.1.Présentation du site	47
2.1.2.2.Le matériel de dialyse	48
2.1.2.3.Echantillonnage du sédiment brut: le carottage	48
2.1.2.4:Aménagement du terrain: les enceintes	49
2.2.Méthode	49
2.2.1.Traitement des échantillons	49
2.2.2.1.Les opérations menées sur le terrain	50
2.2.2.2.Les opérations menées en laboratoire	50
2.2.2.Méthodes d'analyses et de mesures	51
2.2.2.1.La conductivité	51
2.2.2.2.Le pH	52
2.2.2.3.Analyse chimique de l'eau	52
3.Résultats	56
3.1.Etude du comportement de la membrane à dialyse "in vitro"	56
3.1.1.Cinétique de la dialyse "in vitro"	56
3.1.2.Influence de la température sur la cinétique de la dialyse "in vitro"	60
3.1.3.Influence de la pression osmotique sur une dialyse "in vitro" à l'équilibre	63
3.2.Etude du comportement de la membrane à dialyse "in situ"	66
3.2.1.Cinétique de la dialyse "in situ"	66
3.2.2.Comparaison de deux méthodes d'extraction de l'eau interstitielle "in situ"	70

3.2.2.1.Récupération des nutriments dans l'eau interstitielle extraite par centrifugation	70
3.2.2.2.Réalisation d'un profil de concentration	72
4.Discussion et conclusion	75
<u>CONCLUSION GENERALE</u>	79
<u>BIBLIOGRAPHIE</u>	81
<u>ANNEXES</u>	

## INTRODUCTION GENERALE

La fertilisation des étangs consacrés à la production piscicole repose sur des mécanismes écologiques complexes qui seront développés dans la synthèse bibliographique. Parmi les éléments multiples qui interviennent dans la fertilisation des étangs, le cycle de l'azote s'avère être un point important à étudier dans le cadre de la production globale du système.

De nombreuses études concernant le cycle de l'azote en milieu aquatique lentique ont été effectuées, elles ont essentiellement porté sur la colonne d'eau elle même.

Un étang comprend également un compartiment tout aussi important pour son fonctionnement que la colonne d'eau: le sédiment, en tant que site de réception, de décomposition et d'échanges de matières avec la colonne d'eau.

Le sédiment s'est avéré intervenir de façon prépondérante dans le cycle de l'azote, il est donc important de l'étudier plus en profondeur.

Le sédiment est composé d'une fraction particulaire et d'une solution: l'eau interstitielle, siège de réactions chimiques et microbiologiques importantes. Les conditions physico-chimiques de l'eau interstitielle du sédiment n'étant pas sans influence sur la physicochimie de la colonne d'eau, plusieurs techniques ont été développées dans le but de séparer cette eau de la fraction solide du sédiment, afin de pouvoir l'étudier. Les études ont surtout porté sur la présence de métaux traces dans le sédiment, mais les techniques portant sur les formes azotées du sédiment restent à approfondir. Parmi ces techniques, la dialyse et la centrifugation seront développées plus en détail dans ce mémoire.

## I- SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

### La fertilisation organique en étang de pisciculture et le cycle de l'azote dans les sédiments des étangs.

#### 1. INTRODUCTION.

Jamais dans l'histoire de l'humanité les quantités de production et de distribution de nourriture n'ont été si critiques. En effet, on estime actuellement que 500 millions de personnes sont en état de sous-nutrition protidique (O.Kinne, 1980). L'aquaculture a encore actuellement une importance minime mais une grande potentialité future pour le tiers-monde. L'objectif premier de l'aquaculture est de produire des protéines animales les moins chères possible pour la consommation humaine locale. Il est urgent que les pouvoirs politiques et administratifs s'orientent vers une production alimentaire à faible coût pour les populations les moins privilégiées, et notamment en encourageant la production de poissons intégrée au développement rural.

Dans les pays en voie de développement, l'aquaculture devrait produire des protéines sans que l'exportation de produits ne mène à un déséquilibre du système, ce que permet d'éviter les systèmes extensifs intégrés à l'agriculture basés sur le recyclage des déchets. Ces déchets sont utilisés comme fertilisants pour produire du poisson de façon économique tout en préservant l'environnement et en utilisant des surfaces inadéquates pour l'agriculture (Micha, 1974).

##### 1.1. Présentation du problème.

Le thème de l'étude s'articule autour de l'action d'effluents d'élevage comme fertilisants organiques en étang de pisciculture (eau et sédiments) et des conséquences au premier niveau de la chaîne trophique: les bactéries et les algues. On se basera sur le cycle de l'azote comme exemple de flux de matière au travers de la chaîne alimentaire de l'étang. L'intérêt est que l'étude se prolonge dans le cadre de la valorisation des matières organiques pour la fertilisation des étangs et leur gestion. Les études consacrées à la fertilisation organique des étangs de pisciculture demeurent empiriques et reposent sur des observations permettant d'envisager les relations qui existent entre la fertilisation qualitative et quantitative d'un étang et la production piscicole qui en résulte.

Que l'étang reçoive une fertilisation, une alimentation artificielle ou non, il reste un milieu complexe et difficile à maîtriser: un étang doit être compris comme un écosystème à part entière dont le maximum d' énergie s'oriente vers le poisson. La complexité du système est due au fait que l'eau de l'étang non renouvelée doit rester saine pour le poisson et que le fond de l'étang est recouvert de sédiments, site d'échanges et de décompositions encore mal connu (Bérard, 1991).

## 1.2 Le choix du sujet

Les protéines animales font énormément défaut dans les pays devant maintenir un niveau de production alimentaire compatible avec le taux de croissance démographique. Pour ceux d'entre eux se dirigeant vers une pénurie des terres exploitables (ex: le Rwanda avec une démographie de 3,7 % par an (Barbier et al, 1985), la pisciculture permettrait d'exploiter les ressources disponibles tout en sauvegardant l'environnement naturel. Dans le but d'augmenter les rendements, l'écosystème exploité peut être stimulé par une fertilisation appropriée.

Cette étude se base sur l'expérimentation de techniques d'analyse de l'eau et des sédiments d'étangs fertilisés dont on soupçonne le rôle important dans les échanges et le recyclage des éléments de l'écosystème consacrés à la pisciculture. On espère que ces expérimentations donneront des résultats à priori transposables en milieu tropical, afin de mieux comprendre le fonctionnement de cet écosystème et de mieux le gérer.

C'est dans cette perspective que j'ai choisi ce sujet pour mon mémoire de fin d'étude.

## 1.3. Les objectifs et le contenu du mémoire.

Mon travail s'inscrit en parallèle à une thèse en cours au CEMAGREF\* de Lyon: "Utilisation de substrats azotés par les populations bactériennes et phytoplanctoniques de systèmes aquatiques eutrophes: application aux étangs de pisciculture fertilisés par des effluents d'élevage".

La recherche bibliographique s'oriente vers le fonctionnement global de l'écosystème étang, en prenant en considération chacune de ses composantes (cycle des nutriments, biocénoses et chaînes alimentaires) en conditions naturelles et en conditions eutrophisées (fertilisation). Un chapitre sera consacré au rôle essentiel que jouent les

\* Centre National du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et des Forêts.

sédiments dans le cycle de la matière et dans les échanges globaux de l'étang et le cycle de l'azote. En conclusion, plusieurs types d'exploitations piscicoles en étangs fertilisés sont mentionnés.

L'objectif de cette recherche bibliographique est de montrer qu'il est possible pour un pisciculteur de bénéficier du fonctionnement naturel de l'écosystème étang et d'en augmenter l'efficacité par la fertilisation organique sans toutefois rompre les équilibres existants.

La démarche pratique comprendra une partie de terrain et de laboratoire: les expériences seront conduites en étangs de pisciculture extensive fertilisés. Le travail proprement dit portera sur deux méthodes d'extraction de l'eau interstitielle des sédiments: le carottage suivi d'une extraction par centrifugation, et l'extraction *in situ* de l'eau du sédiment par dialyse. Les travaux en laboratoire seront axés sur l'étude du comportement de plaques à dialyse.

La démarche pratique est essentiellement d'ordre technique et méthodologique, elle fait partie de l'ensemble d'études plus vastes au sujet du sédiment, de ses capacités de renouvellement des matières et d'échanges avec la colonne d'eau, de son importance pour la fertilisation des étangs de pisciculture et pour la production piscicole.

## 2. STRUCTURE ET FONCTION D'UN ECOSYSTEME AQUATIQUE: L'ETANG DE PISCICULTURE.

### 2.1. Les facteurs de croissance dans l'eau

#### 2.1.1. La notion de facteur limitant.

La composition de l'eau des étangs en éléments minéraux et organiques évolue continuellement par les échanges avec l'atmosphère, le substrat géologique et la vase, par les précipitations, l'activité des organismes vivants et le flux d'eau dans le système. Parmi ces éléments se trouvent les principaux facteurs de productivité de la chaîne alimentaire: les éléments inorganiques fournissent les constituants fondamentaux de la production primaire, et les microorganismes mettent à sa disposition les facteurs organiques de croissance et les minéraux recyclés. Ces éléments minéraux nécessaires à la production

primaire se regroupent sous le terme de nutriments dont les plus importants sont l'azote, la silice et le phosphore. Ils sont parfois en concentration très faible par rapport à la demande et deviennent alors des facteurs limitants.

Comme les autres facteurs physico-chimiques (pH, température, salinité, potentiel d'oxydoréduction, luminosité, sédimentation, conductivité...), les nutriments jouent un rôle déterminant dans la croissance du phytoplancton: une carence de l'un d'eux peut entraîner la diminution du taux de croissance et sélectionner telle ou telle espèce d'algue. Selon la loi du minimum de Liebig en 1840: "la croissance des végétaux est limitée par l'élément dont la concentration est inférieure à une valeur minimale en dessous de laquelle les synthèses ne peuvent plus se faire".

Lorsque la biomasse du phytoplancton se développe sans limitation de nutriment, sa croissance est maximale et le rapport C:N:P dans la biomasse est proche de 106:16:1 en atomes (Redfield et al., 1963). Tout écart significatif par rapport à ce "Redfield ratio" indique une carence soit en N ou en P, le rapport varie donc selon l'état nutritionnel du phytoplancton (Eppley et Renger, 1974).

Certaines observations peuvent parfois être en contradiction avec la loi du minimum, par exemple lors de consommation de luxe. C'est ce que l'on remarque lorsque des algues continuent à se multiplier malgré que le milieu soit carencé en l'un ou l'autre nutriment. Cela a surtout été démontré pour le phosphore (P), mais ce phénomène s'observe également pour les autres nutriments. La consommation de luxe se définit par la capacité que possèdent les cellules algales de constituer des stocks de nutriments dans un compartiment intracellulaire lorsque cet élément se trouve en quantité excédentaire dans le milieu par rapport aux besoins de la cellule. Lorsque l'élément ( par exemple le phosphore) descend sous une concentration critique dans le milieu, il devient limitant et les cellules consomment leurs réserves pour se multiplier (Droop, 1973). Dans un autre cas, il se peut que la production phytoplanctonique soit élevée malgré une faible teneur de l'eau en nutriments. C'est que la consommation se fait au fur et à mesure de la croissance.

Afin de maintenir le taux de croissance phytoplanctonique à un niveau optimal, par exemple dans un étang de pisciculture, il faut s'assurer que les nutriments dans l'eau ne deviennent jamais limitants, c'est ce que permet la fertilisation de l'étang.

Exploiter un étang fertilisé revient à gérer son eutrophisation pour en tirer un maximum d'avantages au niveau du poisson, tout en évitant ses inconvénients.

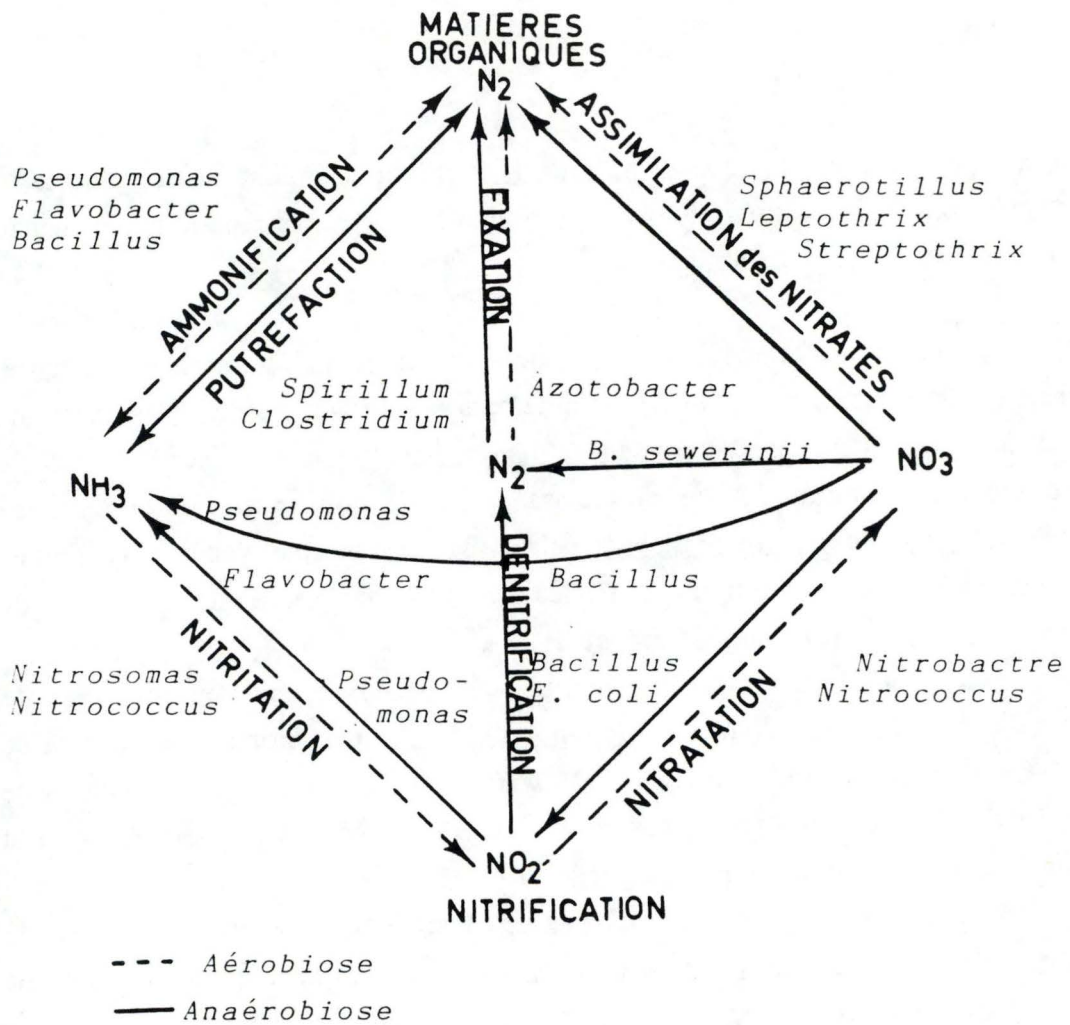


Figure n°1: le cycle de l'azote en milieu aquatique et sa médiation microbienne ( Rheinheimer, 1974).

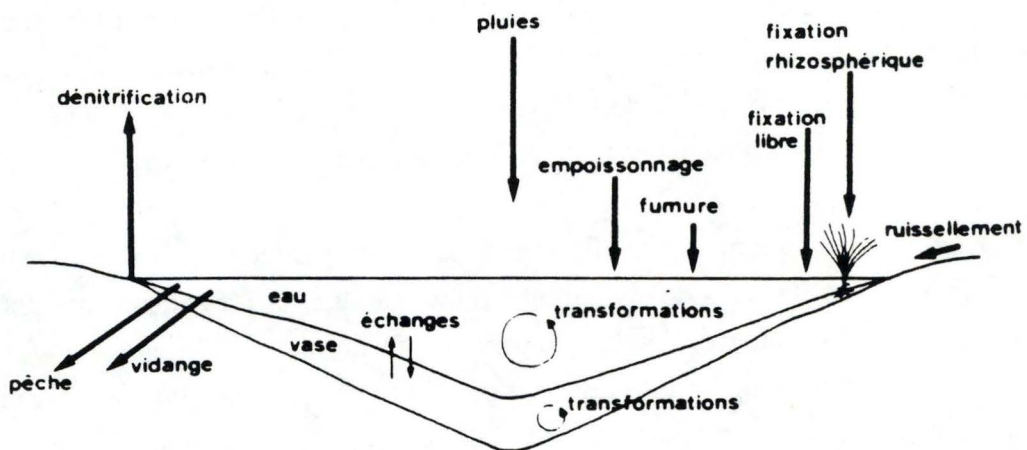


Figure n°2: Apports, transformation, exportation de l'azote dans l'écosystème étang (Beaupied, 1980).

N.B.: Eutrophisation: enrichissement des eaux de surface en substances nutritives, permettant une augmentation de la production primaire, entraînant ainsi un développement excessif de la biomasse végétale (Descy, 1988).

### 2.1.2. L'azote

Les algues en utilisent principalement les formes minérales, nitrates et ammonium qui sont considérés comme des facteurs limitants potentiels pour la production primaire.

#### 2.1.2.1. Introduction.

L'azote est un constituant principal de la matière vivante via les protéines, les acides nucléiques,...

En bref (figure n°1), l'azote moléculaire  $N_2$ , dont la solubilité à partir de l'atmosphère est d'environ la moitié de celle de l'oxygène de l'eau, peut être réduite en  $NH_3$  ou  $NH_4^+$  avant son incorporation aux protéines: c'est la fixation de l'  $N_2$  (Campbell, 1983). Sous forme organique, l'azote peut être transformé en  $NH_4^+$  (ammonification): le  $NH_4^+$ , azote minéral le plus réduit, est réoxydable en  $NO_2^-$  et  $NO_3^-$  par la nitrification.

C'est sous ces trois dernières formes que l' N peut être assimilé par les végétaux.

Les nitrates et les nitrites peuvent être réduits en  $NH_4^+$  en anaérobiose et en présence d'une teneur en carbone élevée (réduction dissimilative), ou être réduits par la voie microbienne en composés gazeux ( $N_2O$ ,  $N_2$ ): c'est la dénitrification (Hattori, 1983).

Ce cycle est assuré par de nombreux microorganismes aquatiques, surtout du sédiment ou de l' hypolimnion des eaux eutrophes. Le bilan des différentes formes azotées dans le milieu dépend des entrées (fixation, drainage du bassin versant, eaux usées, engrais) et des pertes (exportations exutoires, pêche, élimination de végétaux et dénitrification) (figure n°2).

#### 2.1.2.2. Le cycle de l'azote en milieu naturel non eutrophisé.

L'azote parcourt un cycle (figure n°3): il passe de la forme organique à la forme minérale et réciproquement, de la matière vivante à la matière inerte .

Dans le système aquatique, l'azote est sous trois formes: moléculaire  $N_2$ , minérale dissoute ou combinée dans l'eau et la vase (ammoniacal, nitreux, nitrique, enfin

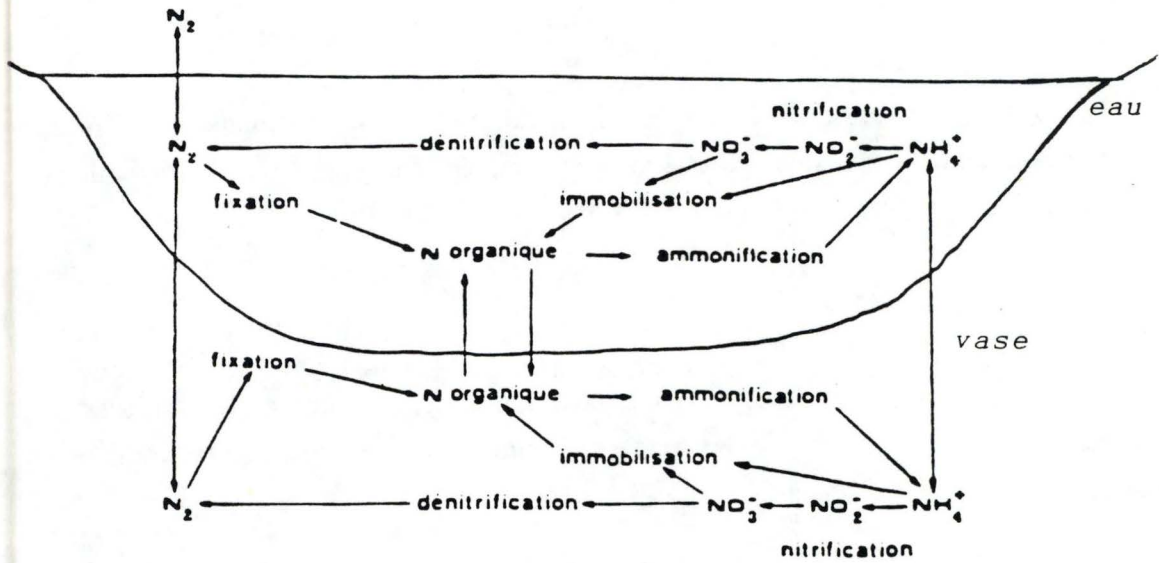


Figure n°3:  
Le cycle de l'azote en étang et les interactions  
atmosphère-eau-sédiment ( Beaupied, 1980) .

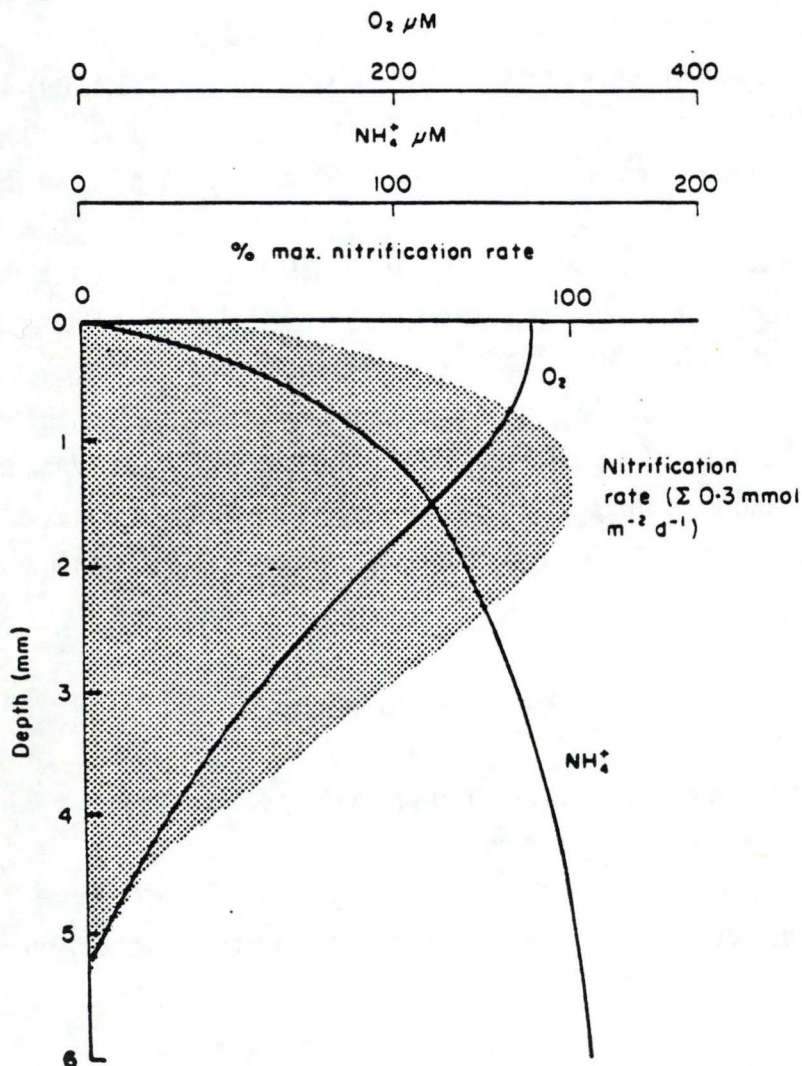


Figure n°4:

Dépendance de la nitrification  
vis à vis de l'oxygène et de  
l'ammonium. Le taux maximal de  
nitrification s'observe lors-  
que les gradients de l'oxygène  
et le l' ammonium de l' eau  
interstitielle du sédiment  
sont à l'intersection  
(Revsbech, 1980).

organique, intégrée dans la biomasse des êtres vivants et aux matières détritiques de toute nature).

La minéralisation comprend l'ammonification hétérotrophe, le  $\text{NH}_4^+$  produit peut se fixer sur le complexe adsorbant du sédiment qui piège et relâche plus ou moins vite les éléments.

L'ammonification de l'azote organique s'accompagne d'une migration du  $\text{NH}_4^+$  vers la vase (Beaupied, 1975). Les produits de décomposition des matières organiques retiennent également le  $\text{NH}_4^+$  sous forme non échangeable. L'azote ammoniacal peut être rapidement assimilé par les algues, les plantes aquatiques et certaines bactéries hétérotrophes. La concentration en ammonium dans l'eau dépend de l'efficacité de la dégradation de la matière organique. Celle-ci menant à sa libération dans la colonne d'eau, elle est favorisée en condition aérobie par l'activité des bactéries hétérotrophes, très effective à la surface du sédiment.

L'ammonium, forme azotée la plus courante dans l'eau (Rheinheimer, 1980) va subir la nitrification lorsque l'oxygénation et le pH sont favorables: pH de 7,5 à 8 et une teneur de 4,34 mg/l d' $\text{O}_2$  (Belser, 1979). Elle se réalise en deux étapes successives, par les germes autotrophes aérobies spécialisés: Nitrosoma et Nitrobacter (Hall, 1982) :



La teneur en  $\text{NO}_2^-$  reste généralement faible en milieu aquatique car leur oxydation en nitrates est rapide, elle ne dépasse jamais  $0,5 \mu\text{g}$  dans la solution. L'énergie dégagée sert aux microorganismes nitrifiants pour réduire le  $\text{CO}_2$  dans le cycle de Calvin (Belser, 1979); la majorité des bactéries nitrifiantes sont autotrophes (Painter, 1977).

La figure n°4 montre l'évolution du taux de la nitrification en fonction de la profondeur d'un sédiment, on observe bien que ce taux est le plus élevé pour une profondeur où l'oxygène et la concentration en ammonium dissous sont respectivement les plus élevées (profondeur inférieures à 2000 mm) (Revsbech et al., 1980).

La dénitrification biologique présente une perte d'azote pour l'écosystème. Les bactéries hétérotrophes réduisent les nitrates et les utilisent comme accepteurs terminaux d'électrons en conditions anaérobies.

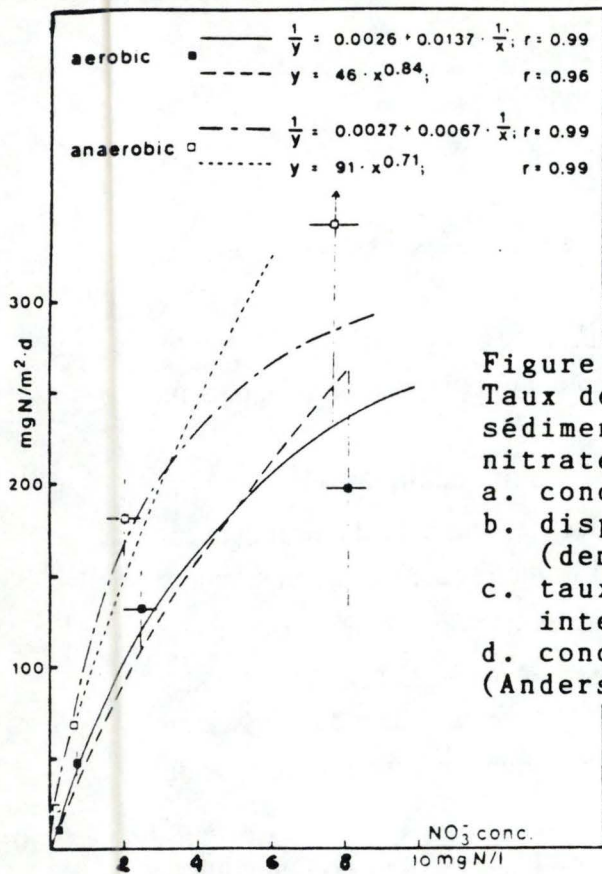


Figure n° 5:  
 Taux de dénitrification à l'interface eau-sédiment provenant d'Esrom Sø en fonction des nitrates et de l'oxygène de l'eau.  
 a. concentration des nitrates dans l'eau  
 b. disponibilité des matières organiques (demande en oxygène)  
 c. taux d'échange de nitrates entre l'interface  
 d. concentration de l'oxygène dans l'eau  
 (Andersen, 1983)

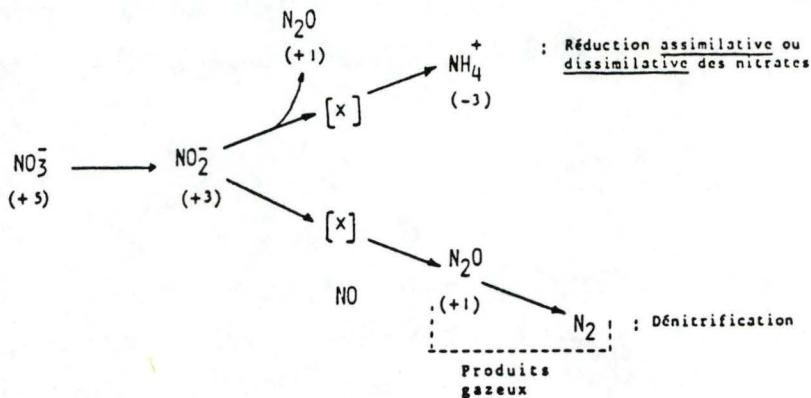


Figure n° 6 :  
 la réduction des nitrates (Hattori, 1983;  
 Tiedje 1981)

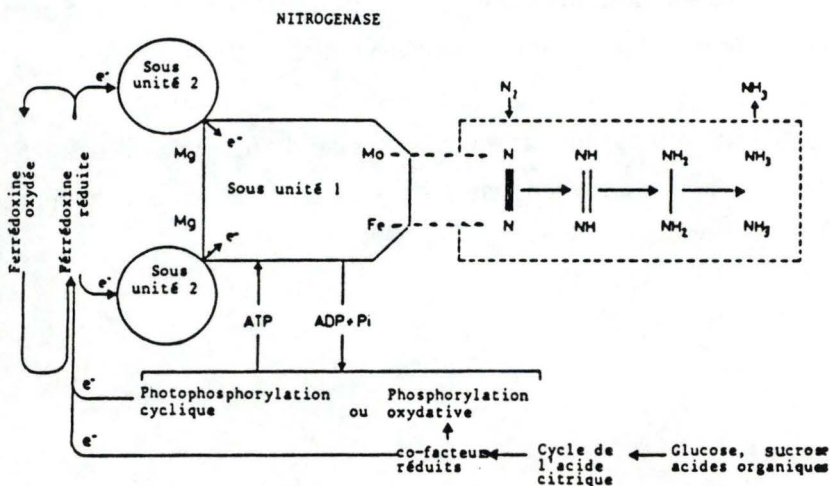


Figure n° 7:  
 Schéma du fonctionnement de la nitrogénase  
 (Campbell, 1983).

Les organismes dénitrifiants sont très variés: Achromobacter, Bacillus, Microccus, Pseudomonas et quelques autotrophes tel que Thiobacillus. Ils effectuent la réaction suivante (Payne, 1981):



NO, N<sub>2</sub>O et N<sub>2</sub> sont des composés volatiles qui s'échappent de l'écosystème.

Le caractère anaérobique du phénomène, la présence nécessaire de donneurs d'hydrogène suggère que la dénitrification sera favorisée dans les sédiments réducteurs riches en matières organiques.

La dénitrification est étroitement proportionnelle à la concentration en nitrates (figure n°5), stimulée par celle-ci, elle peut en éliminer de 20 à 50 % lorsque les conditions sont favorables (température moyenne de 15° à 20°, faible concentration en oxygène, milieu réducteur et bonne quantité de matières organiques dégradables), il faut en tenir compte dans le cas d'étangs fertilisés par des nitrates (Andersen et al, 1984).

La dénitrification chimique commence à partir des nitrites et s'effectue en présence d'ions Fe<sup>++</sup>, Sn<sup>++</sup> et Cu<sup>++</sup>. Les sols submergés contiennent une proportion non négligeable d'ions ferreux et la réduction en NO<sub>2</sub><sup>-</sup> et N<sub>2</sub> par leur intermédiaire est alors possible (Chalamet et Bardin, 1977).

Il y a une autre forme de réduction des nitrates: la réduction dissimilative des nitrates en ammonium, où la production d'ammonium ne constitue pas une perte pour l'écosystème. Ces deux voies de réduction présentent certaines caractéristiques métaboliques en commun (Hattori, 1983) (figure n°6).

Il existe également une troisième forme de réduction de l'azote: la fixation de l'azote atmosphérique. L'importance de la fixation de l'azote atmosphérique est très variable: de quelques dixièmes à plus de 50 % du bilan annuel des apports d'azote. Elle est d'autant plus efficace que le milieu est eutrophe. Ce processus n'est possible que pour les microorganismes possédant un enzyme indispensable dont le fonctionnement est schématisé à la figure n°7 (Campbel, 1983). Cet enzyme assure la fixation de l'azote à partir de l'atmosphère et sa réduction au cours d'étapes successives de transferts d'électrons provenant de molécules organiques. La fixation la plus efficiente est réalisée par les cyanophycées à hétérocystes où le PS1\* fournit le pouvoir réducteur et l' ATP (Stahl et al, 1985).

Les trois voies de réduction de l'azote sont comparées dans le tableau n°1. Il existe d'autres facteurs d'exportation de l'azote de l'écosystème telles que la vidange des étangs (qui

Tableau n° 1:

Principales caractéristiques des trois voies de réduction des nitrates  
(Hattori, 1983; Tiedje, 1982)

Réduction <u>assimilative</u> des nitrates en ammonium	Réduction <u>dissimilative</u> des nitrates en ammonium	Dénitrification
Incorporation du $\text{NH}_4^+$ à la biomasse cellulaire	Fourniture d'énergie pour la synthèse	Fourniture d'énergie pour la synthèse
Le produit formé ( $\text{NH}_4^+$ ) reste intracellulaire	Le produit formé ( $\text{NH}_4^+$ ) est libéré dans le milieu (conservation d'azote dans le milieu).	Le produit formé (en général $\text{N}_2$ ) est libéré dans le milieu (perte d'azote sous forme gazeuse)
Indépendant de la teneur en oxygène	Inhibée par l'oxygène	Inhibée par l'oxygène
Dépendant de la teneur en $\text{NH}_4^+$ du milieu extérieur	Indépendant de la teneur en $\text{NH}_4^+$ du milieu	
$\text{NO}_3^- + 4\text{H}_2 + 2\text{H}^+ \longrightarrow \text{NH}_4^+ + 3\text{H}_2\text{O}$		$2\text{NO}_3^- + 5\text{H}_2 + 2\text{H}^+ \longrightarrow \text{N}_2 + 6\text{H}_2\text{O}$
	$\text{NO}_3^-$ accepteur terminal d'électron (8e-/ $\text{NO}_3^-$ réduit)	$\text{NO}_3^-$ accepteur terminal d'électrons (5e-/ $\text{NO}_3^-$ réduit)
	$\Delta G = -143,3 \text{ Kcal/mole NO}_3^-$	$\Delta G = -133,9 \text{ Kcal/mole NO}_3^-$

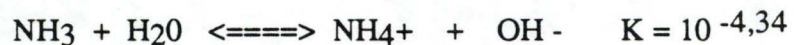
s'accompagne de pertes d'azote dissous ou sous forme de matières en suspension détritiques ou vivantes), la pêche (entre l'empoissonnement et la récolte, la biomasse à augmenté au détriment de l'azote du milieu)...

### 2.1.2.3. L'azote en aquaculture.

Dans l'écosystème aquatique, on est convaincu de l'importance de l'azote pour la productivité du phytoplancton, point de départ de la productivité de l'ensemble du système, donc de la production piscicole.

En pisciculture extensive, l'azote peut être responsable de certains problèmes: un étang de pisciculture enrichi en azote doit être contrôlé: en cas de teneur trop importante, l'hyperculture qui s'ensuit peut aboutir à une désoxygénation des eaux profondes et de l'interface eau-sédiment (la production importante de matière organique par ce système s'accompagne d'une amplification des phénomènes hétérotrophes) et d'une production de résidus toxiques (H<sub>2</sub>S, CH<sub>4</sub>) lorsque la respiration anaérobie s'installe.

Dans un système intensif, les problèmes surviennent pour les poissons à cause de la toxicité de l'ammoniac sous sa forme non ionisée (NH<sub>3</sub> ou NH<sub>4</sub>OH). Selon les conditions de température et de pH, la réaction suivante sera responsable de la toxicité de l'ammoniac :



Les problèmes dus à l'ammoniac sont plus à craindre en élevage intensif car il s'agit d'un milieu fermé contenant des densités élevées en poissons alimentés artificiellement. C'est un cadre artificiel où ne sont pas retrouvées les propriétés de transformation de la matière et de l'énergie des écosystèmes naturels, la structure trophique du système étant réduite à sa plus simple expression. On estime que les poissons peuvent excréter jusqu'à 60 à 90 % de l'azote excrété par les organismes de l'étang, l'ammonium excrété n'étant pas utilisé par la chaîne trophique et la transformation bactérienne étant réduite, son accumulation dans l'eau peut devenir dangereuse pour le poisson (Wurtz-Arlet, 1980).

Certaines mesures devront être prises comme, par exemple, l'installation d'un système d'eau courante ou de renouvellement fréquent du milieu.

#### 2.1.2.4. Conclusion.

L'azote joue un rôle très important dans les étangs de pisciculture. Par son intervention au niveau des différents composants de la chaîne trophique, son influence sur la production piscicole sera particulièrement importante: sous ses différentes formes, il est un constituant important de la matière vivante. L'azote est un facteur limitant potentiel pour la production primaire. La disponibilité des formes les plus importantes ( $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$ ) dépend du recyclage interne des composés organiques azotés et des apports externes. Il est possible d'augmenter la productivité primaire de l'étang en le fertilisant de manière adéquate.

#### 2.1.3. Le phosphore.

##### 2.1.3.1. Introduction: le rôle du Phosphore (P)

Le phosphore est un élément indispensable pour la cellule algale. Il intervient dans de nombreuses réactions: le métabolisme énergétique (ATP,...), la synthèse des acides nucléiques, des phospholipides,... Il est transporté activement à l'intérieur de la cellule végétale. En eau douce, la croissance du phytoplancton est le plus souvent limitée par le phosphore.

Dans le milieu aquatique, le P est présent sous forme organique et minérale: dont la forme la plus courante est le  $\text{PO}_4^{3-}$ , avec une faible quantité de  $\text{HPO}_4^{2-}$  et  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ .

Les formes organiques peuvent être d'origine détritique (acides nucléiques, esters divers,...) ou vivantes, dissoutes ou en suspension. D'autres formes insolubles sont constituées de phosphore (P) colloïdal ou de complexes métalliques.

Le P dissous n'est qu'une faible fraction du P total; la partie la plus importante est le P particulaire (P bactérien, végétal, animal, minéral ou organique adsorbé aux colloïdes).

Le P est un facteur limitant pour la production primaire pour trois raisons: les apports par ruissellement sont faibles au contraire des nitrates, il n'existe pas de forme gazeuse de P et donc pas de fixation à partir de l'atmosphère, il est très facilement adsorbé par les matières en suspension et fixé dans les complexes insolubles pour se retrouver finalement dans les sédiments; ce qui limite sa disponibilité pour les végétaux (Tanaka, 1988).

figure n° 8 :

Le cycle du phosphore  
Goldman et Horne  
modifié par Lean  
et al (1983).

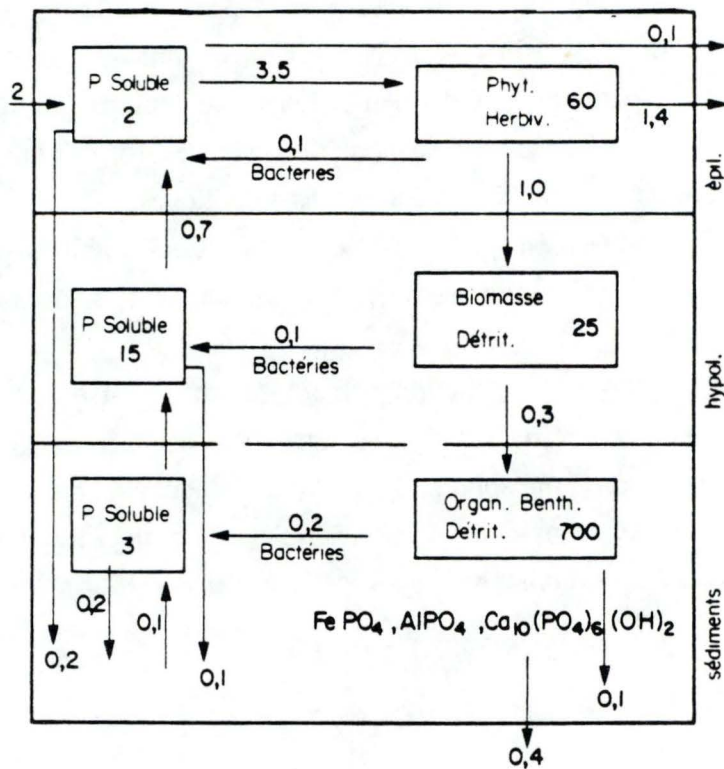
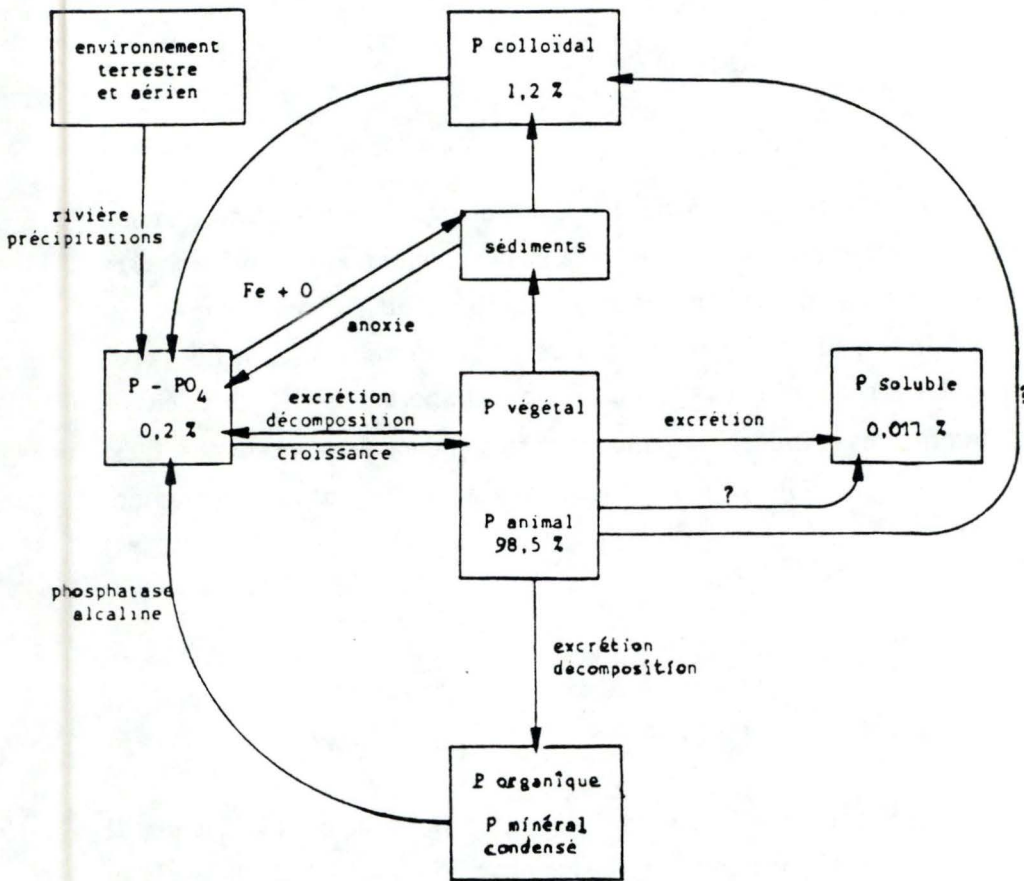


Figure n° 9 :  
Les différentes étapes de la transformation des phosphates  
dans un système à l' équilibre.  
Le P est donné en ug/l et le flux en ug/l/jour pour chaque  
compartiment (Bertru, 1980).

### 2.1.3.2. Le cycle du phosphore en milieu naturel non eutrophisé.

(La figure n°8 schématise le cycle du phosphore): Dans l'eau, l'assimilation végétale se fait sous forme de  $\text{PO}_4^{3-}$  (ions phosphates), les végétaux peuvent constituer des stocks sous forme de polyphosphates lorsqu'ils sont en abondance. En cas de carence, ce sont des composés organiques phosphorés qui, après hydrolyse enzymatique (phosphatase alcaline) fournissent le P nécessaire à la croissance du phytoplancton (Boyd, 1981).

Le P est beaucoup plus dépendant de la régénération biotique que du stock des phosphates minéraux (Stumm - Zolliger, 1971). Les organismes aquatiques excrètent une partie du P ingéré (jusqu'à 10 % du poids vif pour le zooplancton) dont une partie peut être réutilisée par le phytoplancton.

La production biologique des eaux est en relation directe avec la teneur en P inorganique de celles-ci. Les sédiments peuvent devenir une source significative de P inorganique dissous pendant la période de croissance phytoplanctonique. Les échanges de P entre le sédiment et les eaux superficielles dépendent des caractéristiques chimiques et physiques de l'eau et des sédiments et des conditions de mélange. Les facteurs biologiques telles l'assimilation végétale, la dégradation et la minéralisation par la voie microbienne interviennent également sur les échanges entre le sédiment et la colonne d'eau (Holdren et Armstrong, 1980).

Le sédiment a un rôle important dans le cycle du phosphore. On y trouve des concentrations 10 fois supérieures à celles de l'eau. La sédimentation des matières organiques et les réactions chimiques de précipitation sont responsables de la diminution du P disponible dans la colonne d'eau au profit du sédiment (figure n°9).

L'oxygène dissous et les interactions existant entre le Fer, le Soufre et Phosphore ont une grande importance dans la libération des phosphates adsorbés à la fraction particulaire.

Ainsi dans un système dimictique tempéré: au printemps, la colonne d'eau est abondamment mélangée, ce qui permet une bonne oxygénation des eaux superficielles du sédiment et il se forme des précipités de phosphates ferriques ( $\text{Fe}^{+++}$ ) insolubles au niveau du sédiment. En période de stratification estivale, en lac eutrophe, l'oxygène dissous se raréfie en zone profonde et davantage au niveau du sédiment, les conditions réductrices et anoxiques permettent au sédiment de larguer les ions ferreux ( $\text{Fe}^{++}$ ) et les phosphates sont redissous. En même temps, l'ion  $\text{S}_2$ , provenant de  $\text{H}_2\text{S}$ , précipite ( $\text{Fe}^{++}$  sous forme de  $\text{FeS}$ , insoluble) entraînant une perte de Fe et de S pour le système, les phosphates sont

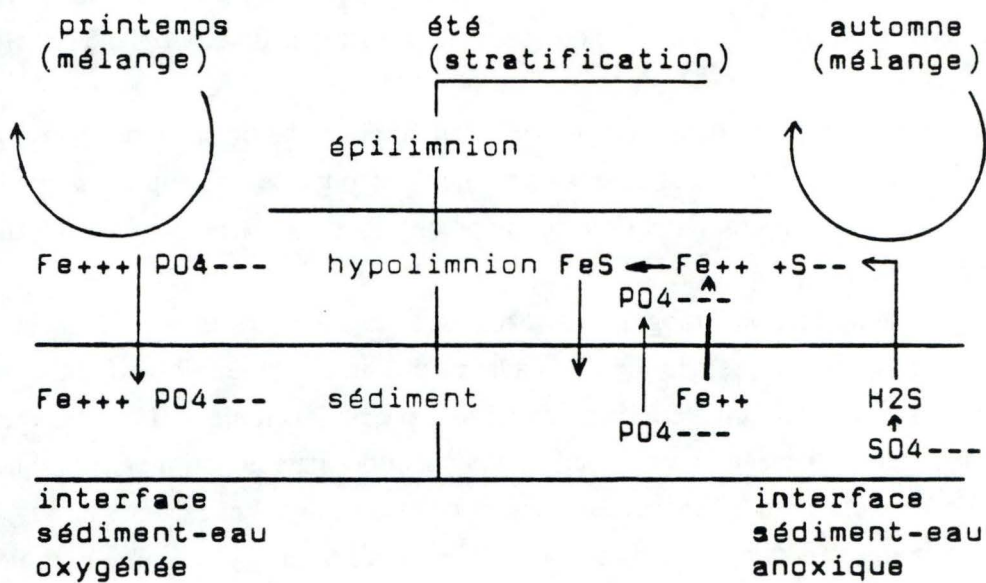


Figure n° 10 :  
 Interactions entre le fer, le soufre, et le phosphore dans un lac eutrophe typique.  
 Le phosphate ferrique,  $Fe^{+++}$  précipite durant la période de d' oxygénation du sédiment. Au cours de la période anoxique estivale, le sédiment large des ions ferreux  $Fe^{++}$ , des ions phosphates  $PO_4^{---}$  et  $H_2S$ ; l'ion  $S^{--}$  précipite le fer ( $FeS$ ) et forme une substance insoluble entraînant une perte de Fe et de S pour le système (Lanoisellée, 1984).

alors libérés (figure n°10). De même, le recyclage du P par les bactéries dépend de l'oxygénation du milieu: le P est libéré sous forme dissoute en condition anoxique et sa concentration peut être jusqu'à 1000 fois supérieure dans le sédiment par rapport à l'eau (Bostrom, 1984).

#### 2.1.3.3. Le phosphore en aquaculture.

Le P est un élément clé de la production piscicole, il limite la production primaire à cause de sa faible mobilité à partir du sédiment (Bostrom, 1984). Un excès de P est responsable de la production massive d'algues bleues et de végétaux nuisibles au développement de la biocénose de l'étang et à la croissance du poisson: un bloom d'algues entraîne une photosynthèse intense et des fluctuations journalières importantes des concentrations en CO<sub>2</sub>, du pH et de l'O<sub>2</sub> (Boyd, 1976).

La fertilisation phosphatée des étangs est très pratiquée, mais il est difficile de déterminer ce qui est réellement utile pour la production primaire et ce qui reste piégé au niveau du sédiment.

Un sédiment anoxique est propice à la redissolution des phosphates mais également à la dénitrification et à la respiration anaérobie qui sont deux phénomènes non désirés en pisciculture: il faudra, lors de la fertilisation, tenir compte des caractéristiques physico-chimiques et de la sensibilité de l'étang à la stratification thermique .

#### 2.1.3.4. Conclusion.

Le stock de P disponible est en interaction étroite avec les particules insolubles en suspension dans l'eau et sédimentées. La solubilisation des composés phosphatés dépend de l'oxygénation et du potentiel rédox\* du milieu et elle est liée au type de décomposition des matières organiques qui s'y déroule (aérobie ou anaérobie).

Dans les étangs de pisciculture, la faible profondeur permet une bonne oxygénation des eaux et de l'interface eau-sédiment qui aurait tendance à s'enrichir en phosphore (Barko et al., 1980).

Le PO<sub>4</sub><sup>---</sup> réagit avec les Fe<sup>++</sup> et Mn<sup>++</sup> des sédiments (Bostrom, 1984). Le phosphate ferrique précipite lorsque le sédiment est oxygéné; lorsqu'il est anoxique, le sédiment offre des conditions réduites et largue les ions ferreux avec les phosphates dissous: par exemple, lors de la période estivale où l'activité de décomposition et de

\* potentiel d'oxydoréduction

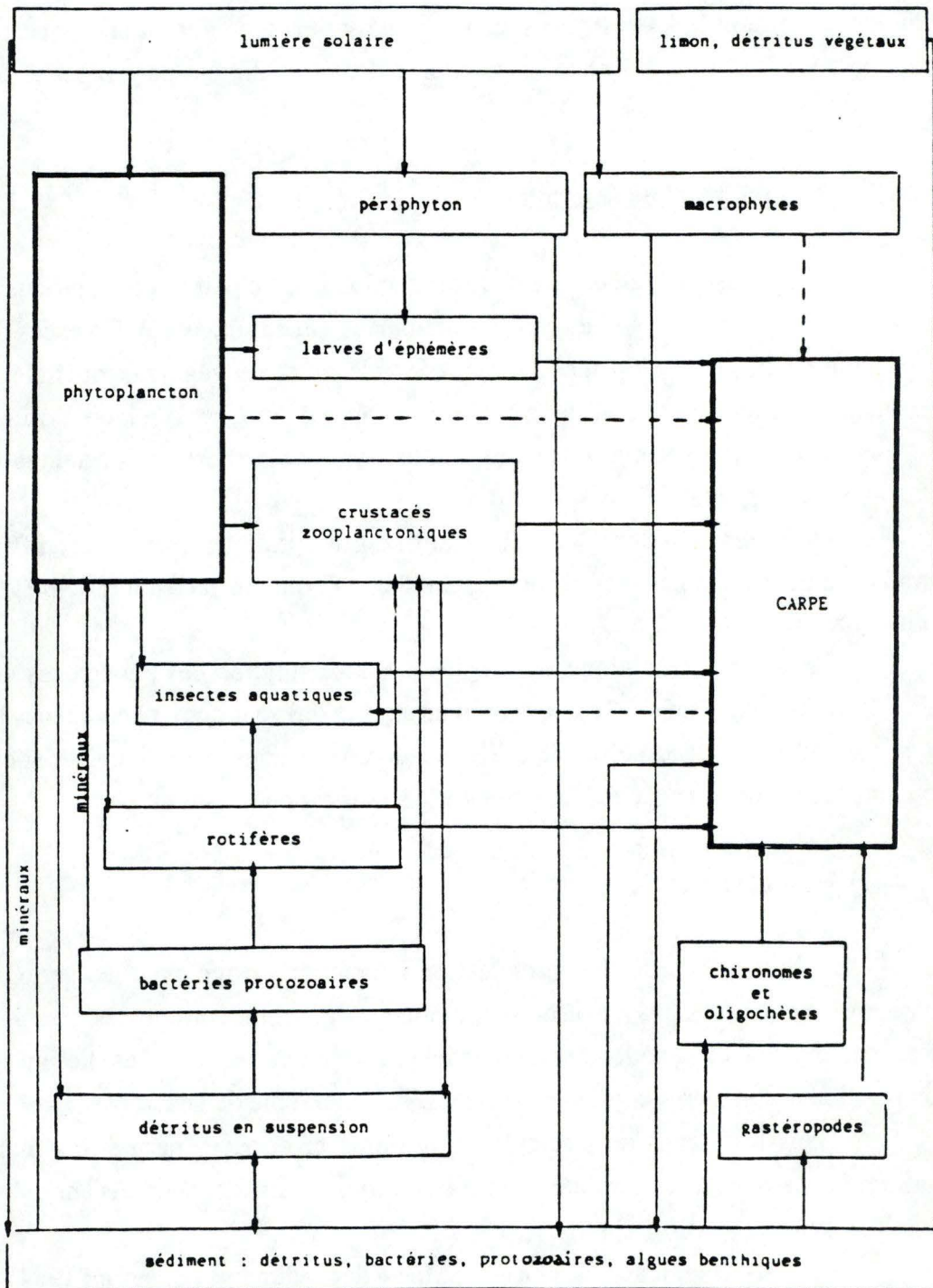


Figure n° 11:  
 représentation de la chaîne alimentaire de  
 la carpe commune en étang de pisciculture.  
 Les flèches représentent les relations de  
 consommation directe, l'entrée de l'énergie  
 primaire dans le système, l'assimilation  
 et la sédimentation (Hepher, 1982).

respiration bactérienne est importante et contribue à la désoxygénation des zones profondes de l'étang (Bertru, 1980).

Le cycle du phosphore en milieu aquatique naturel est complexe, dû à la présence de nombreux composés organiques et minéraux et à la difficulté de quantifier les flux entre les divers compartiments du milieu aquatique.

## 2.2. Biocénoses et relations trophiques en étangs.

La compréhension des fonctions essentielles d'un étang apparaît comme un préalable indispensable pour maîtriser et orienter l'énergie vers la production de poissons.

### 2.2.1. Introduction.

La circulation permanente de la matière entre les différents échelons trophiques s'effectue selon des voies multiples avec des intensités variées (Chahuneau et Des Clers, 1980).

L'étang est un milieu de transformation (Balvay, 1980). La chaîne alimentaire permet de transformer les matières minérales, organiques inertes et vivantes par l'intermédiaire des niveaux successifs de production.

#### Il y a deux principales voies de circulation de la matière:

a) La voie autotrophe: elle peut être plus ou moins longue, selon le nombre de niveaux trophiques présents dans le système. Au départ, les producteurs photosynthétiques assurent l'entrée de l'énergie dans le système à partir de la lumière, ils sont le siège de la première élaboration de la matière organique à partir d'éléments inorganiques (avec quelques bactéries autotrophes). Le fonctionnement de l'écosystème permet à la matière organique élaborée par ces producteurs d'être reprise et transformée par les herbivores; cette nouvelle matière organique animale est à son tour utilisée et remaniée par les autres organismes consommateurs et s'accumule à certains niveaux privilégiés du réseau trophique et, entre autre, chez les poissons (Chahuneau et Des Clers, 1980) (figure n°11).

b) La voie hétérotrophe: c'est une voie de récupération de l'énergie grâce à l'intervention des décomposeurs (bactéries) et des détritivores (benthos, protozoaires...) qui serviront de nourriture aux consommateurs intermédiaires (Azam et al., 1983).

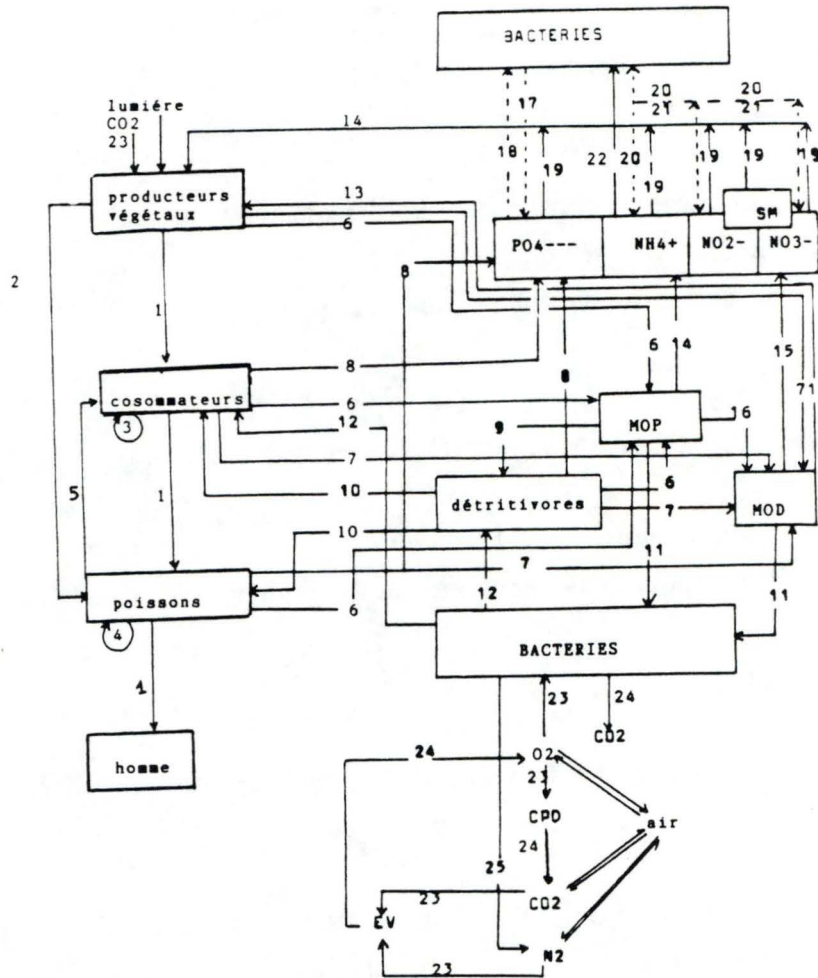


Figure n°12:

Le réseau trophique d'un étang et les relations principales entre les différents composants de l'écosystème.

C: consommateurs, D: détritivores, MOD: matières organiques dissoutes, MOP: matières organiques particulaires, SM: sels minéraux, 1: chaîne alimentaire producteurs-consommateurs-poissons-homme, 2: utilisation directe des végétaux par les poissons phytophages, 3: prédation des carnivores sur les herbivores, 4: prédation des poissons carnivores sur les autres poissons, 5: prédation des copépodes sur les oeufs et les alevins de poissons, 6: mort et destruction des organismes + excréments, 7: excrétion par les organismes (N et P organiques) 8: excrétion ammoniacuée et phosphatée, 9: alimentation des détritivores, 10: participation des détritivores à l'alimentation des consommateurs invertébrés et des poissons, 11: dégradation et utilisation des MOP et MOD par les bactéries, 12: utilisation des bactéries comme source nutritive pour les détritivores (= 11 + 9) et le zooplancton, 13: utilisation des MOD par le phytoplancton, 14: transformation des MOP en sels minéraux, 15: transformation des MOD en sels minéraux, 16: transformation des MOP en MOD, 17: libération des sels minéraux par les bactéries, 18: utilisation des sels minéraux par les bactéries, 19: absorption des sels minéraux par le phytoplancton, 20: minéralisation de l'azote, 21: réduction des nitrates par les bactéries, 22: utilisation directe du NH<sub>4</sub> par les bactéries, 23: utilisation des gaz dissous par les organismes, 24: production d'O<sub>2</sub> (photosynthèse) et de CO<sub>2</sub> (respiration), 25: la dénitrification (Balvay, 1980).

Toute la matière organique élaborée n'est pas intégralement utilisée par les consommateurs; *post mortem* la fraction détritique est reprise par les détritivores qui la réintègrent dans le réseau trophique où elle est dégradée en éléments minéraux utilisables par les producteurs (Balvay, 1980) (figure n°12).

Les activités biologiques des bactéries hétérotrophes et du phytoplancton sont en équilibre : le phytoplancton synthétise des composés organiques et en fournit également sous forme dissoute aux microorganismes hétérotrophes (Seki, 1981). La relation entre le stock de nutriments limitants, le taux d'apport et la dynamique du phytoplancton doivent être intégrés dans la chaîne alimentaire à ses différents niveaux.

Le but essentiel du pisciculteur est d'orienter la circulation de la matière selon des voies préférentielles, afin que la plus grande part de celle-ci aboutisse aux poissons et obtenir une production piscicole maximale (Balvay, 1980).

Tous les organismes peuvent être classés en fonction de l'énergie qu'ils utilisent: ils sont autotrophes ou hétérotrophes. La production de matière est assurée par le phytoplancton; les consommateurs se situent à différents niveaux en relation à leur régime alimentaire. En fait, il s'agit d'un système interactif, où par exemple le zooplancton herbivore peut être un facteur important dans la réduction de la biomasse algale des écosystèmes pélagiques (Lambert et al., 1986). Les effets du zooplancton sur le phytoplancton ne sont pas uniquement négatifs: le zooplancton régénère activement les nutriments au travers de son alimentation et de son activité métabolique. Ces nutriments sont généralement directement assimilables par le phytoplancton (Gardner et Salvia, 1981). On observe également une croissance d'espèces spécifiques de phytoplancton en réponse au "grazing"\* ; à ce changement des communautés algales, répond un changement de la productivité du zooplancton (Lehman, 1985; Redfield, 1980).

On trouve également du zooplancton prédateur, des poissons phyto- et zoo-planctonophages et des poissons carnivores. Ces communautés sont également en étroites corrélation les unes avec les autres: ainsi les communautés planctoniques sont régulées par l'alimentation sélective des poissons (Milstein et Hopher, 1985).

\* broutage par le zooplancton

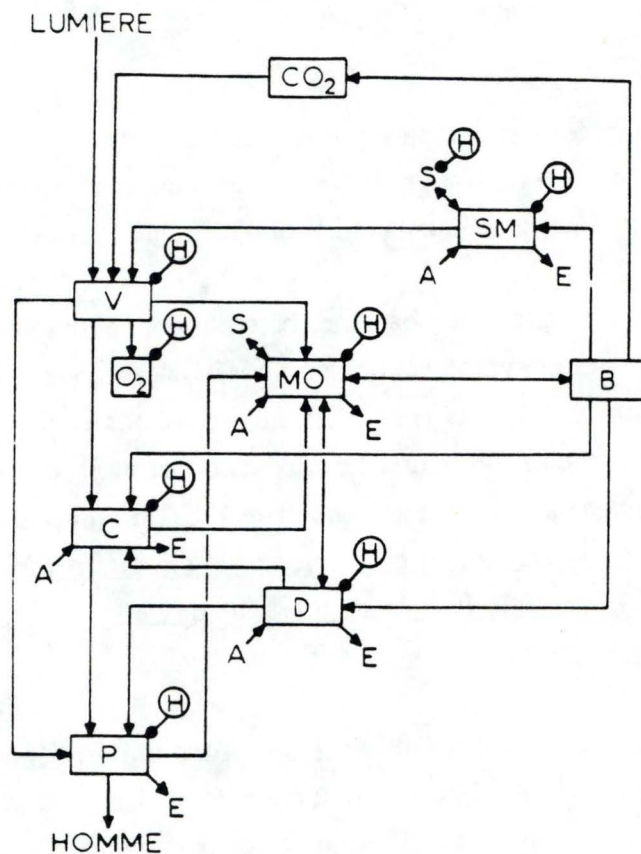


Figure n°13 :

Quelques possibilités d'intervention de l'homme sur les divers composants du réseau trophique. Son action peut porter sur le sédiment (apports de débris, récupération de la vase, ...) sur le stock en substances minérales de l'eau et du sédiment (fertilisation, ...), sur les producteurs primaires (fertilisation, faucardage, ...), ... (Balvay, 1980)

- A- apports naturels
- S- échanges avec le sédiment
- E- exportations naturelles
- B- bactéries
- C- consommateurs invertébrés
- D- détritivores
- MO- matières organiques (particulaires et dissoutes)
- P- poissons
- SM- sels minéraux
- V - producteurs végétaux

## 2.2.2. Niveaux et réseaux trophiques de l'étang.

### 2.2.2.1. Particularités de l'étang de production.

L'étang exploité pour la production de poissons est différent de l'étang naturel de par l'intervention directe de l'homme, aussi bien sur le milieu (eau- sédiments) que sur la biocénose qui y vit (peuplement) (Balvay, 1980).

Les interventions sur le cycle hydrologique (mise en eau, maintien de l'eau pendant une période, vidange, assec de durée variable et mise en culture dans certains cas) entraînent des modifications physico-chimiques et biologiques du milieu.

Le peuplement piscicole peut être facilement contrôlé (âge, taille, densité, composition spécifique en poissons...).

Des interventions extérieures peuvent être appliquées directement: l'amendement de fumures organiques ou minérales au milieu, le contrôle de la composition et du développement du plancton, l'oxygénation artificielle du milieu, le faucardage, l'alimentation artificielle du poisson,...

Toutes ces interventions ont une incidence directe sur le fonctionnement de l'étang et sur sa productivité (Balvay, 1980) (figure n°13).

### 2.2.2.2. Le réseau trophique est le siège du transfert de l'énergie.

Une réaction énergétique ne s'effectue jamais à un rendement de 100 %. L'animal n'utilise que 5 à 20 % de l'énergie des végétaux et /ou des animaux dont il se nourrit. De ce fait, l'énergie pénétrant dans un niveau trophique est moindre par rapport au précédent. Elle est dépensée par l'activité métabolique, stockée dans la biomasse, utilisée pour la croissance et la reproduction (figure n°14) (Balvay, 1980).

L'utilisation de l'énergie est en relation avec la longueur de la chaîne alimentaire: le cheminement direct de la matière vivante est accéléré en présence de poissons consommateurs primaires et ralenti en présence de prédateurs terminaux (Balvay, 1980). En effet, plus la chaîne trophique est longue et plus la dissipation de l'énergie d'un niveau à l'autre est importante: les consommateurs de fin de chaîne ne représentent qu'une faible proportion de l'énergie primaire. La chaîne la plus courte aura donc un taux de transfert d'énergie plus élevé, c'est-à-dire un meilleur taux d'utilisation de cette énergie d'où une production en poissons plus grande.

Le pisciculteur aura tout intérêt à empoissonner ses étangs avec des

BUDGET ENERGETIQUE AU NIVEAU CONSOMMATEUR

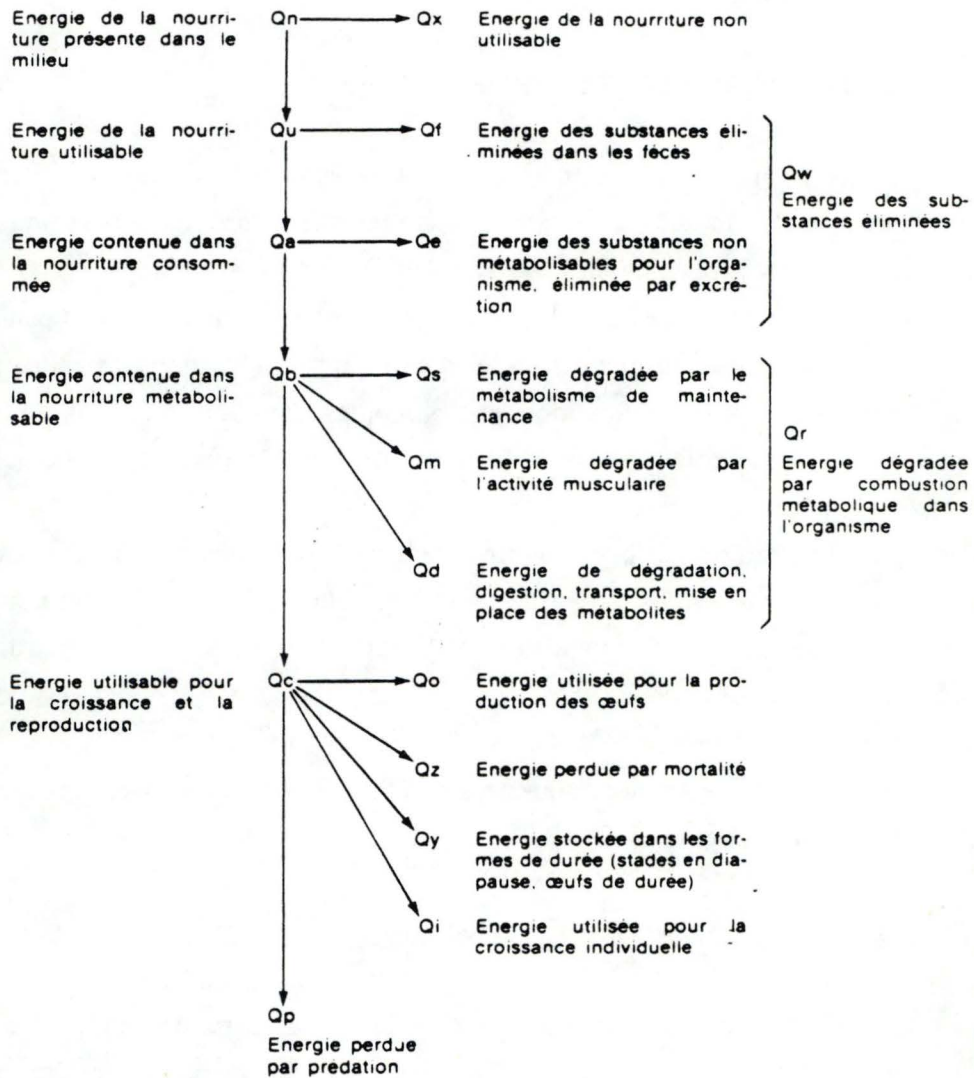


Figure n° 14:

Énumération des différentes voies d'utilisation de l'énergie chez un organisme consommateur. Les voies de dégradation et de perte de l'énergie prélevée sont nombreuses de sorte que l'organisme ne profite que d'une faible fraction de cette énergie pour sa propre élaboration (Balvay, 1980).

poissons du début de la chaîne trophique où les relations sont les plus directes (producteurs --->consommateurs) pour un meilleur rendement (figure n° 15).

Par exemple: des espèces phytophages, planctonophages, microphages, et détritivores (*Tilapia* phytophage en milieu tropical, carpe herbivore ou argentée en milieu tempéré) (Micha, 1981).

Dans un tel système, les détritivores assurent la première phase de récupération de la matière organique qui sera ultérieurement ramenée à la chaîne de consommation.

Le rendement global du réseau trophique (tableau n°2) peut être estimé en comparant la production piscicole du milieu à la radiation solaire incidente utile (énergie pénétrant dans le système) ou à la production primaire (énergie produite par l'échelon producteur) (Winberg et al., 1972). Le rendement énergétique de la radiation incidente et de la production primaire est très faible (quelques centièmes) et entre la production primaire et le rendement piscicole il est de 0,1 % en milieu naturel. En milieu géré, il peut être plus de 10 fois supérieur (Balvay, 1980).

En moyenne, la production piscicole en étang représente 2 % de la production primaire nette du phytoplancton (Wrobel, 1970; Balvay 1980). Elle n'est que de 0,21 % dans les étangs non aménagés. En milieu naturel, la production de poisson se limite souvent à 10 à 300 kg/ha/an et la production est nettement améliorée dans les systèmes d'exploitation (de 1000 à 15.000 kg/ha/an (Billard et al., 1990). Le rendement peut être nettement amélioré par la fertilisation.

### 2.2.3 . Conclusion

Dans les étangs à vocation de production piscicole, le réseau alimentaire nécessite que le dernier maillon soit constitué par les poissons qui utilisent la MO\* élaborée aux différents niveaux trophiques. La structure du réseau trophique répond à une double exigence: assurer la progression directe de la MO vivante tout au long de la chaîne alimentaire jusqu'aux poissons, et récupérer les inévitables pertes de matières grâce aux détritivores et aux bactéries.

\* matière organique.

### 2.3. La pisciculture en étang.

L'action essentielle du pisciculteur consiste à orienter la circulation de la matière afin que la plus grande part de celle-ci aboutisse aux poissons. Il faut donc stimuler

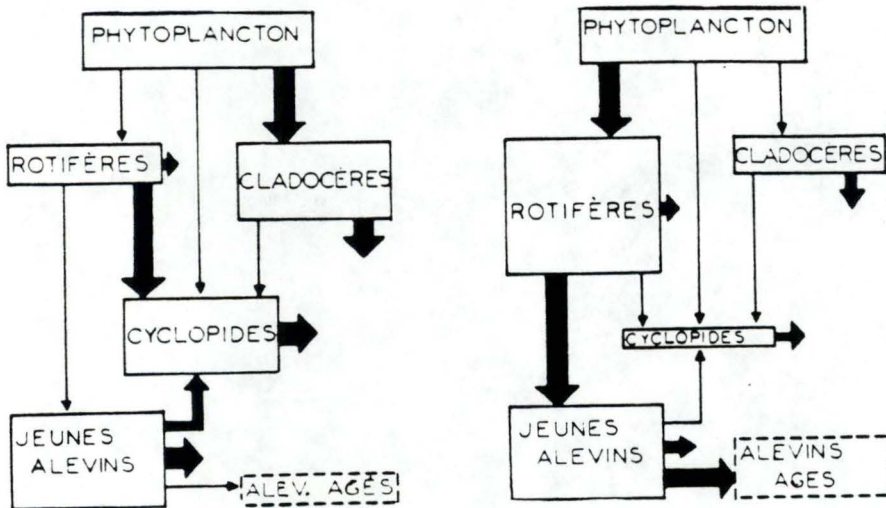


Figure n°15 :

Circulation de la matière avant et après la modification du réseau trophique pour une meilleure production en alevins agés, le réseau trophique se simplifie et la matière est préférentiellement orientée vers une chaîne plus directe (phytoplancton → rotifères → alevins) (Tamas et Horvath, 1976).

L'épaisseur des flèches est proportionnelle au flux de matière dans le réseau trophique. La surface des cadres est proportionnelle au nombre d'individus.

Tableau n° 2 :

Estimation du rendement énergétique du réseau trophique dans divers types d'étangs.

Production nette x 10 <sup>4</sup> kcal/ha	Etangs témoins Wrobel, 1970	Etangs fertilisés Wrobel, 1970	Etangs fertilisés Korinek, 1972	Etangs témoins Lewkowicz et Wrobel, 1971	Etangs fertilisés Lewkowicz et Wrobel, 1971
Phytoplancton	549 à 1 128	1 293 à 2 774	240 à 1 250	502	1 135 à 1 366
Poissons (carpes)	12.5 à 17.3	25.0 à 51.5	18 à 47	28.6	41.2 à 50.8
Rendement en %	1.46 à 2.30	1.51 à 2.89	3.4 à 16.2	5.7	3.6 à 3.7

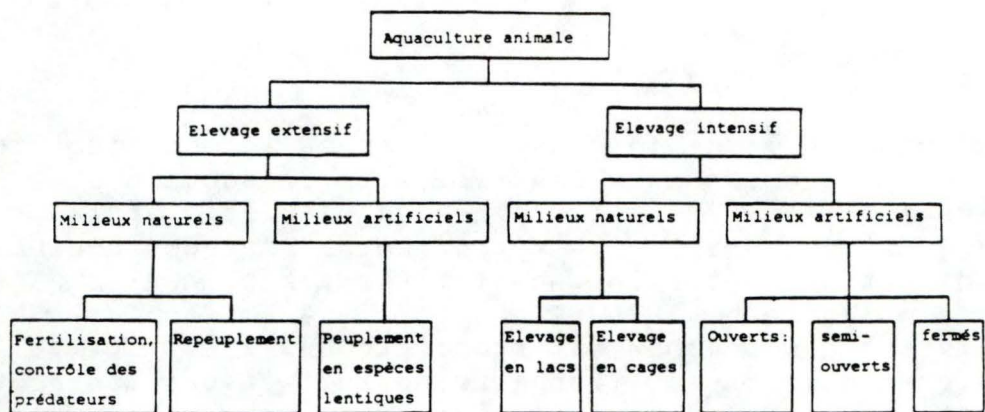


Figure n°16:  
Techniques principales de Limniculture (Micha, 1981)

l'élaboration de cette matière et limiter les pertes tout au long du réseau trophique (Balvay, 1980).

### 2.3.1. Introduction.

Dans la plupart des plans d'eau naturels, la production en poisson est faible (quelques dizaines de kg/ha/an) alors que la productivité primaire est souvent élevée et devrait autoriser des productions de poissons plus importantes. L'idée de mieux valoriser la production naturelle des eaux est ancienne et a été développée dans des régions comme la Chine, le S-E Asiatique et plus récemment, l'Europe de l'Est (Billard et Marcel, 1980).

En terme de production animale, une pâture ne produit que quelques centaines de kg de bovins par an, un étang en produit quelques tonnes en conditions de soins et de fumures analogues (Billard, 1980). La performance du poisson est supérieure à celle des mammifères du point de vue de l'efficacité et de la conversion des aliments: le poisson, comparé à tout autre animal domestique, constitue la source la plus efficace de transformation de l'énergie en protéines directement assimilables par l'homme, grâce à son rapport tissus musculaires / tissus osseux élevé, ses faibles déplacements en étang, son métabolisme protidique économique (excrétion d'ammoniaque au lieu d'urée). L'aquaculture présente donc un domaine d'exploitation à explorer (Billard, 1988).

L'action de l'homme va donc pouvoir s'exercer de différentes manières dans le but:

- a) d'améliorer les caractéristiques physico-chimique de l'eau;
- b) de limiter les pertes d'énergie par élimination des impasses trophiques (lutte contre les fleurs d'eau par exemple);
- c) de simplifier et d'accélérer les transferts d'énergie en raccourcissant les chaînes trophiques, en limitant le parasitisme ou la prédation piscicole;
- d) d'adapter la quantité et la qualité de la nourriture du milieu aux exigences des poissons à un âge donné;
- e) d'intensifier le rendement global de l'écosystème par une meilleure utilisation de la matière organique élaborée aux différents niveaux de production (modification du peuplement piscicole) (Balvay, 1980).

### 2.3.2. La pisciculture intensive et extensive.

En aquaculture, deux types d'élevages se distinguent: l'extensif et l'intensif (figure n°16).

Dans les pays industrialisés, l'étang est surtout exploité intensivement; ce n'est pas un système complexe d'interactions comme décrit précédemment mais plutôt une cage à poissons laissée en eau libre, un bassin creusé dans le sol et le plus souvent recouvert de béton, ou encore en lac naturel ou artificiel plus ou moins fermé par des barrières électriques (ex: en Allemagne de l'Est) (Micha, 1981).

C'est un élevage d'animaux qu'il faut nourrir (granulés), faire reproduire, protéger et soigner. On y exploite au maximum l'étang, ses ressources et les possibilités du poisson (croissance et reproduction) que l'on récolte un certain temps après l'empoissonnement. Cela nécessite un minimum de connaissance et de temps (Billard et Marcel, 1980).

Une pisciculture intensive mal gérée peut amener des pollutions de types divers pour l'environnement récepteur.

On pratique couramment ce genre d'élevage avec des espèces nobles de crustacés (Peneidae et Palaemonidae), et de poissons (Salmonidae, Esocidae, Anguillidae) qui sont des espèces à haute valeur commerciale, essentiellement carnivores et à exigence élevée en protéines animales. Il en résulte une surexploitation des Clupeidae marins pour les convertir en aliments pour poissons d'élevage (Micha, 1981).

Il s'agit d'une forme d'exploitation totalement en contradiction à l'utilisation rationnelle de l'énergie offerte par l'écosystème, en ajoutant des niveaux trophiques supplémentaires à la chaîne et en gaspillant de l'énergie pour transformer de la matière vivante en farine pour poisson (ou pour bétail). Cette matière vivante pourrait être consommée directement par les populations humaines locales.

On élève également des espèces de valeur commerciale moindre mais plus avantageuses du point de vue du rendement. C'est le cas de la carpe (Cyprinidae) élevée intensivement en Israël et dans les pays d'Europe de l'Est (Billard et Marcel, 1980).

Les bassins d'élevage peuvent supporter une densité en individus très élevée dont le maintien et la croissance ne sont possibles que suite aux apports artificiels (Lanoiselées, 1984).

Un autre type est l'exploitation semi-intensive, basée sur l'étang en tant qu'écosystème aux ressources renouvelables et composé d'une biocénose vivant dans un environnement complexe d'eau, de sédiment et de bassin versant. Le peuplement et le milieu interagissent pour un meilleur équilibre et où les activités humaines viennent s'intégrer. Les fonctions essentielles sont assurées: alimentation, reproduction, croissance,... Les étangs de pisciculture sont très performants en Chine où ils sont exploités depuis plusieurs siècles. Les productions atteintes varient de 5 à 15 tonnes de poissons /ha/an; près de 7 millions d'ha y seraient exploitables, s'ils ne le sont déjà

(Tiapiador, 1977).

L'exploitation extensive (exploitation d'étang de production) est surtout pratiquée dans les pays en voie de développement (Micha, 1974). Le pisciculteur s'intéresse à la biomasse en poisson qu'il récolte quelques temps après l'empoissonnement. Mais, contrairement à l'exploitation intensive, la production piscicole est directement influencée par la nourriture disponible dans tout le milieu et des interventions visent à améliorer la production à tous les niveaux du réseau trophique. C'est à cette fin qu'est appliquée la fertilisation.

Cette technique se pratique également en lac de barrage où sont favorisées les espèces désirables (repeuplement) en équilibre avec d'autres espèces (ex: Hétérotis niloticus, Tilapia nilotica dans le lac d'Ayame, en Côte d'Ivoire) (Micha, 1981).

En conclusion, on peut dire que la pisciculture extensive vise à produire du poisson en tenant compte des relations trophiques naturelles, le rendement est plus élevé pour des espèces de bas de chaîne trophique. En étang, le cycle de production peut être stimulé de différentes façons. La connaissance du fonctionnement de l'étang est nécessaire à sa gestion. La pisciculture intensive vise à stimuler la production de poisson par une alimentation riche en qualité, nourrissant directement le poisson sans les étapes trophiques intermédiaires.

#### 2.4. Contrôle de la production de l'étang.

##### 2.4.1. Introduction.

Toute intervention naturelle ou artificielle sur un maillon du réseau trophique de l'écosystème va se répercuter à des vitesses variables sur l'ensemble du système : une perturbation de ce système évoluera vers un nouvel état d'équilibre qui, si la modification est volontaire et contrôlée en connaissance de cause, peut être avantageuse pour la production.

#### 2.4.2. Amélioration de la production primaire: La fertilisation des étangs.

##### 2.4.2.1. Introduction.

La fertilisation est une méthode qui augmente la production en portant à des teneurs optimales les éléments nutritifs. L'étang produit du poisson, c'est un système



exportateur, lequel ne pourra maintenir son niveau de production que s'il y a réintroduction d'éléments nutritifs pour compenser (figure n°17). On peut apporter des fertilisants minéraux et/ou organiques qui seront recyclés dans l'étang.

"La fertilisation est l'apport par l'homme d'éléments minéraux ou organiques dans un champ ou dans un plan d'eau afin d'augmenter la fertilité naturelle et de compenser les effets de l'appauvrissement de la récolte pour le sol ou l'eau" (Wurtz-Arlet, 1980).

#### 2.4.2.2. Apport de N et P par la fertilisation minérale.

##### 2.4.2.2.1. Introduction.

C'est en augmentant la production du phytoplancton que l'on cherche à augmenter la production en poisson par la fertilisation (Boyd, 1979; Janusko, 1971). La production de protéines de poisson basée sur l'élevage et l'efficacité d'exploitation des ressources naturelles sont stimulées par l'addition de nutriments: les sources d'engrais sont essentiellement minérales en Europe et les doses peuvent atteindre 200 à 400 kg d'ammonitrates à 30 ou 33 % d'azote et de 100 à 300 kg de super-phosphates à 16 % de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> dans le cas de productions intensives (Billard, 1980).

Le phosphore (orthophosphate) est assimilable par les producteurs primaires en général sous forme soluble et la biomasse croît avec la teneur en P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> du milieu (Wurtz-Arlet, 1980). Il est apporté sous forme de scories phosphoriques, de phosphates, super-phosphates et phosphates bicalciques très solubles.

L'azote est apporté sous forme de nitrates (10 à 16 % de N) ou de sulfates d'ammoniaque (10 à 12 % de N) qui permettent un apport simultané de N et de S.

On essaye de maintenir la teneur en N entre 1,5 et 2,5 mg/l et celle de P entre 0,3 et 0,5 mg/l, mais ces concentrations sont très fluctuantes dans l'eau d'étang (Hepher, 1962).

Ainsi, en Chine on utilise pour fertiliser les eaux les engrais inorganiques dans les proportions suivantes:

ammonium liquide : NH <sub>4</sub> OH NH <sub>3</sub> .H <sub>2</sub> O	N: 12 à 16 %
sulfate d'ammonium : (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	N: 20 à 29 %
urée : CO (NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub>	N: 44 à 46 %
superphosphate de Ca: P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> . CaSO <sub>4</sub> . H <sub>2</sub> O	P: 18 % (NACA, 1989).

Tableau n°3:  
Dose d'en ais azoté et phosphaté applicables  
sur des étangs d'engraisement.

Teneur de l'eau en éléments mg/l	Doses pour une profondeur de 1 m (1) en kg/ha					
	Dose forte appliquée en début de saison (avril-mai)			Dose faible appliquée en fin de saison (juin-juillet)		
	Unités de P	Superphosphates (2)		Unités de P	Superphosphates	
Phosphore inorganique						
0	3	42		2	28	
0,1	2	28		1	14	
0,2	1	14		0	0	
0,3	0	0		0	0	
	Unités de N	Nitrate amm : 30 % N	Urée 46 % N	Unités de P	Nitrate amm : 30 % N	Urée 46 % N
Azote inorganique (3)						
(0) 0	15	50	33	10	33	22
(0,25) 0,5	10	33	22	5	17	11
(0,5) 1,0	5	17	11	0	0	0
(0,75) 1,5	0	0	0	0	0	0

(1) Pour des étangs plus profonds les doses sont affectées d'un coefficient linéaire jusqu'à une profondeur de 1,5 m; au-delà de 1,5 m, on considère que la photosynthèse ne transforme plus efficacement les minéraux en matière organique (Marcel, 1987).

(2) Superphosphates à 7% de P (16 %  $P_2O_5$ )

(3) Entre parenthèses teneur de l'eau en azote ammoniacal.

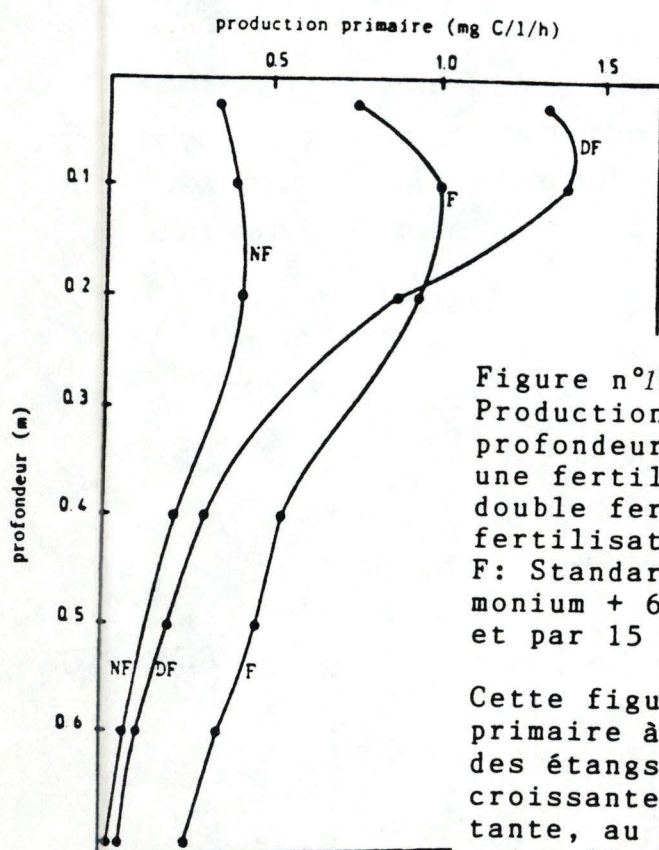


Figure n°18 :

Production primaire à différentes profondeurs dans des étangs recevant une fertilisation standard (F), une double fertilisation (DF), ou pas de fertilisation (NF)

F: Standard: 60 kg de sulfates d'ammonium + 60 kg superphosphates par ha et par 15 jours (Hepher, 1962).

Cette figure compare la production primaire à différentes profondeurs dans des étangs recevant une fertilisation croissante: au plus la dose est importante, au plus la production est élevée mais elle se répartit dans un volume d'eau de plus en plus réduit.

Le tableau n°3 est une synthèse des doses d'engrais azotés et phosphatés applicables sur des étangs en pays tempérés (France), d' un mètre de profondeur ,en fonction des teneurs initiales des eaux en ces éléments (Janecek, 1976).

#### 2.4.2.2.2. La production primaire des étangs fertilisés.

L'addition de N et P aux étangs à poissons stimule la productivité au travers des voies autotrophes et hétérotrophes de la matière. N et P sont directement assimilés par le phytoplancton et augmentent sa productivité dont le poisson bénéficie pour augmenter sa croissance (Almazam et Boyd, 1978).

Plusieurs études ont été effectuées en associant les paramètres de la productivité primaire au rendement piscicole. La production primaire a permis d'estimer les effets d'engrais ajoutés sur la production organique d'un étang. En fait, il apparaît que l'élévation de la production primaire suite à l'application de fertilisants chimiques est limitée lorsque la densité algale réduit la pénétration lumineuse et, selon Schroeder (1979) un étang fortement engraisé de matières minérales n'augmente pas considérablement sa production primaire (figure n°18). De plus, la production du zooplancton en étang fertilisé est très importante (rotifères, cladocères, copépodes) ce qui diminue encore la production primaire (grazing) , malgré cela, la production piscicole peut être considérable.

En fait, une augmentation de la production végétale seule n'est pas suffisante pour permettre des productions piscicoles élevées observées en système fertilisé: la production doit être améliorée au travers d'un système alternatif : la production primaire hétérotrophe. Les producteurs primaires en étangs sont donc les algues et, non moins important, les bactéries. La productivité primaire n'est pas seulement limitée par la photosynthèse, l'étude du rôle trophique des bactéries est une explication de la dynamique alimentaire arrivant aux poissons (Schroeder, 1978).

#### 2.4.2.2.3. Les engrais minéraux dans la chaîne trophique.

La connaissance des relations "nutriments- organismes- matières organiques mortes" est essentielle pour rentabiliser la production d'étangs fertilisés (tableau n°4). Les engrais minéraux directement assimilés par les algues augmentent la productivité primaire (Boyd, 1976) exploitée par les poissons phytophages et par le zooplancton herbivore, ce dernier étant lui même consommé par les poissons zooplanctonophages ,le

Tableau n°4:

Bilan hypothétique des éléments azotés et phosphatés utilisables par la chaîne alimentaire dans un étang (Marcel, 1987).

disponibilités théoriques pour la chaîne alimentaire:

	N: 540 à	P: 90 à	
	850	210	
<hr/>			
<u>Charge externe:</u>			=
fertilisation	N: 10	P: 30	
apports bv.:	5 à 30	0,5 à 5	
fixation N	30 à 50		
empoissonnement			
	<hr/>	<hr/>	
	45 à 100	30 à 35	+
<hr/>			
<u>Charge interne:</u>			
Stocks	600 à 800	150 à 200	
en sédiments			
(5 cm)			
<hr/>			
<u>Pertes:</u>			
Pêche(3àà kg)	10	3	
vidange	20 à 80	10 à 30	
lessivage	0 à 100	0 à 40	
faucardage	<hr/>	<hr/>	
	0 à 15	0 à 5	
	<hr/>	<hr/>	
	30 à 200	15 à 80	

les résultats sont fournis en kg/ha/an.

zooplancton prédateur ou des insectes,... (Almazan et Boyd, 1978). Les engrais stimulent donc la production autotrophe de l'étang (Schroeder, 1978).

Mais l'entièreté du phytoplancton produit n'est pas consommée: une grande partie meurt et est mise à la disposition des décomposeurs de la colonne d'eau et du sédiment. La croissance algale stimule donc l'activité bactérienne qui la minéralise, elle stimule aussi sa production et, par voie de conséquence, la chaîne hétérotrophe de l'étang. Les bactéries sont en effet consommées par du microzooplancton, ce qui permet une récupération de matière et d'énergie dans la voie de consommation aboutissant aux poissons (Azam, 1983). Les poissons détritivores et benthophages consomment la vase, ingèrent des bactéries et rejettent des excréments... (Schroeder, 1978) (tableau n°5).

La figure n°19 montre les productions en poissons obtenues dans les cas de la fertilisation phosphorée ou mixte comparées à la production piscicole en étang non fertilisé.

#### 2.4.2.2.4. Application et gestion des apports.

L'addition d'engrais azotés provoque une augmentation brève de la concentration en  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$  suivie d'une rapide diminution dans l'eau (assimilation, adsorption, dénitrification). Les engrais, phosphatés ajoutés dans l'eau, provoquent une augmentation rapide des orthophosphates solubles suivie d'une rapide disparition dans l'eau (assimilation, adsorption aux colloïdes, complexation aux cations métalliques et sédimentation).

En général, les concentrations maximales atteintes sont de 0,5 mg de P et 2 mg de N par litre, même lors d'applications devant conduire à des concentrations théoriques de 0,74 et 4,2 mg/l de N et P (Dimitrov, 1974; Boyd, 1971).

Compte tenu de la vitesse extrêmement rapide de l'assimilation des N et P dans des conditions thermiques et d'ensoleillement optimales, il conviendra donc de fractionner les apports selon un intervalle de 3 à 4 semaines au maximum (Martin, 1987).

Certains engrais phosphatés sont solides (granulés) et tombent sur le sédiment où ils se solubilisent. Une grande part est fixée dans les boues et est perdue pour la colonne d'eau; dans ce cas, le bactériobenthos joue un rôle déterminant en transformant le P particulaire en P assimilable (Boyd et al., 1980) (figure n°20).

Les engrais liquides présentent un meilleur rendement par rapport à la quantité de minéraux apportés, grâce à leur plus forte solubilité dans le milieu.

Les étangs ne possèdent pas tous la même fertilité au début du cycle de fertilisation. Les conditions d'environnement, les modes précédents d'exploitation, le type d'espèce choisie... conditionnent beaucoup les besoins en minéraux (Boyd et al, 1981).

Tableau n°5 :

Population de zooplancton, chironomides et bactéries dans des étangs fertilisés ou non , avec ou sans poissons ( Schroeder, 1974).

population	sans poisson		avec poissons	
	fertilisé	non fertilisé	fertil.	non fertil.
zooplancton g m.s/m <sup>3</sup>	3,3 - 42,4	0,055	0,34-1,3	0,055
chironomes X 100/m <sup>2</sup>	79 - 215	1 - 7	1 - 4	1 - 2
Bactéries X 1000/ml	17 - 27	0,7 - 4,3	1,6 - 6,7	-

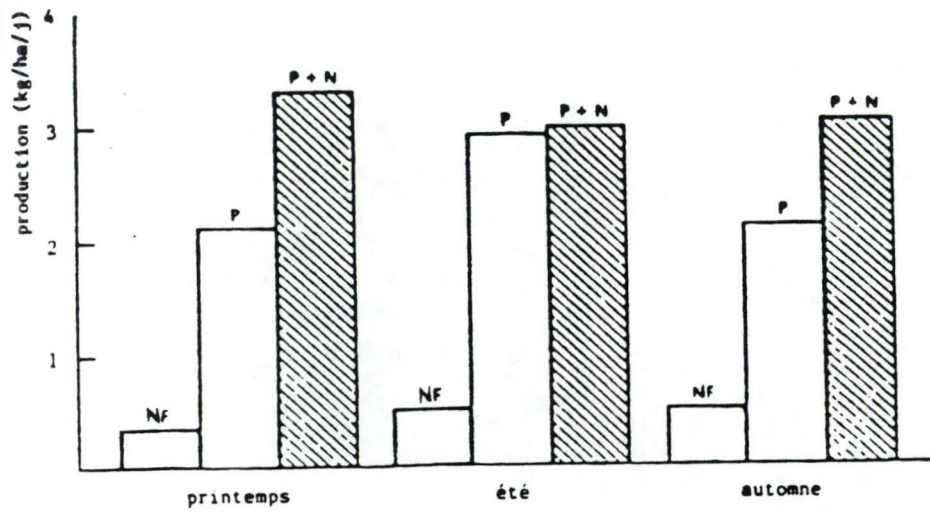


Figure n°19 :  
 effet de la fertilisation phosphorée ou complète  
 ( azote + phosphore) sur la production de poissons  
 au cours de trois périodes de croissance de 80 jours  
 chacune.  
 NF: non fertilisé  
 P: fertilisation phosphorée : 60 kg/ha de superphosphates  
 tous les 15 jours  
 P + N : fertilisation mixte: 60 kg/ha de superphosphates  
 et 60 kg/ha d' ammonitrates tous les 15 jours.  
 (Hepher, 1962)

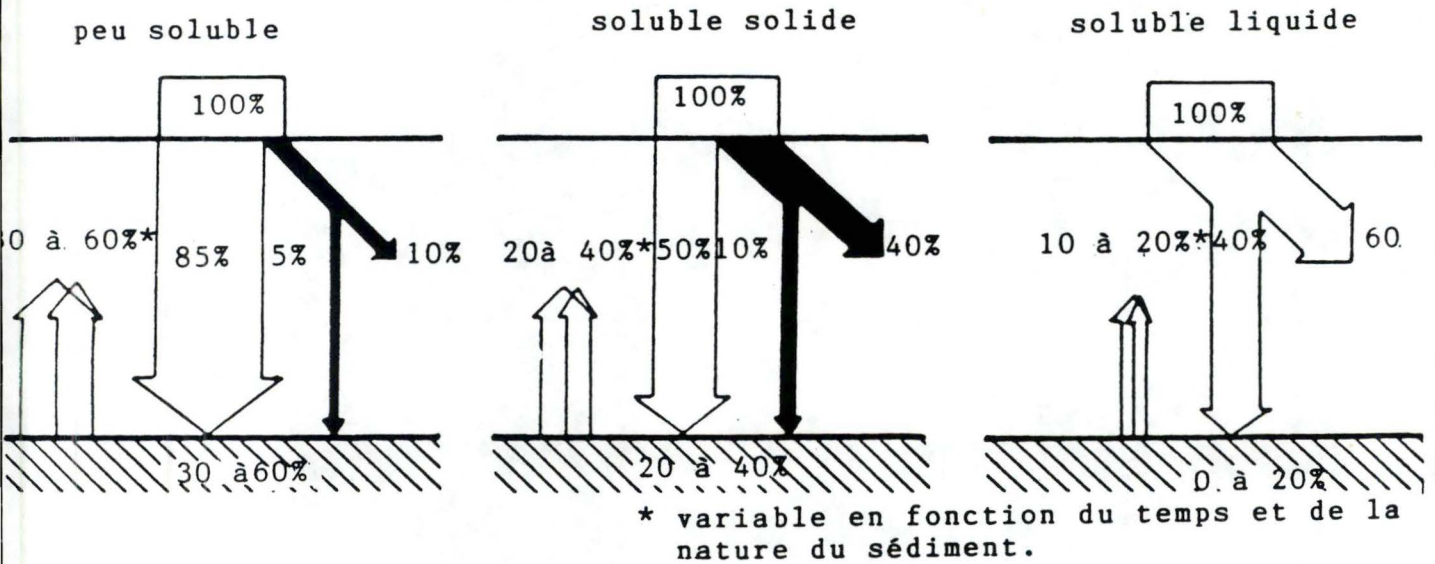


Figure n°20 :  
 Comportement des éléments estimatifs en  
 fonction de la solubilité des apports  
 ( Marcel,1987).

Afin d'optimiser la fertilisation minérale, il faut tenir compte des besoins du phytoplancton, de la typologie et de la productivité naturelle de l'étang (dépendantes du substrat géologique, du climat, de l'utilisation du bassin versant...). Selon Boyd (1976), il est impossible de mettre au point des règles générales de fertilisation sans tenir compte des capacités naturelles de production des étangs.

#### 2.4.2.2.5. Exemple d'application:

Les effets de différentes fertilisations sur la production ont été étudiés en Israël (Hepher 1962) : toutes les 2 semaines, 60 kg de super-phosphates et 70 kg d'ammonium sulfatés par hectares sont déversés communément dans les étangs de poissons commerciaux, on y observe une concentration chlorophyllienne moyenne de 109 mg/m<sup>3</sup>. Les étangs qui reçoivent une double quantité (même dose chaque semaine) ont une concentration chlorophyllienne moyenne de 134 mg/m<sup>3</sup>. La production est régulée par la limitation de la pénétration lumineuse et la production pourrait redescendre à celle observée dans les étangs non fertilisés.

De très nombreuses observations et expériences ont démontré que l'apport de fertilisants entraîne une augmentation de la productivité des étangs au niveau de tous les niveaux trophiques. Mais on a aussi démontré que la production piscicole ne suivait pas une augmentation proportionnelle à celle des doses d'engrais apportés et au delà d'un certain niveau de fertilisation, le rendement piscicole n'augmentait plus (Hickling, 1962; Hepher, 1962).

#### 2.4.2.2.6. Conclusion.

Les engrais minéraux assimilables par le phytoplancton augmentent l'entrée d'énergie dans le système, et la matière organique non exploitée constitue une source d'énergie pour la voie détritique. Les engrais sont déversés efficacement régulièrement à petites doses, ils stimulent la production de l'étang au travers des processus autotrophes et hétérotrophes.

Les avantages des fertilisants inorganiques sont leur composition exactement connue, leur effet rapide, la pollution faible et la consommation en O<sub>2</sub> faible car ils ne demandent pas de décomposition. Ils sont exigés en petites quantités et sont facilement utilisés.

Les désavantages sont que leurs effets sont très courts. Leur action directe porte sur le phytoplancton et non sur le zoo et bactérioplancton, et, une fois appliqué, il reste difficile de contrôler exactement les effets sur la qualité des eaux et sur la production.

### 2.4.2.3. La fertilisation organique.

#### 2.4.2.3.1. Introduction.

Les déchets d'origine animale ou végétale, contenant N, P, matière organiques à divers stades de décomposition, augmentent également la production des étangs. C'est ce qu'ont compris les Chinois depuis très longtemps. La pisciculture est en fait pratiquée en Chine depuis 2.000 ans. La gestion est basée sur une fertilisation organique intense et sur l'utilisation simultanée d'espèces de poissons autochtones dont les habitudes alimentaires sont complémentaires (Tang, 1970).

La réussite de la pisciculture chinoise résulte de la planification rationnelle des ressources agricoles et aquicoles; tous les sous-produits de l'agriculture et de l'élevage sont utilisés comme engrais organiques dans les étangs dont la vase fournit un excellent amendement pour les sols cultivés. Avec le tiers de la superficie mondiale de plans d'eau, elle produit 2/3 des poissons d'eau douce et la production moyenne des étangs (2,3 tonnes /ha/an) est quatre fois plus élevée que dans le reste du monde ( FAO, 1981).

La disponibilité, le prix et le transport sont des considérations importantes si on veut sélectionner une source de nutriments pour les étangs, surtout en pays en voie de développement. Les fertilisants chimiques, intensivement produits et utilisés en pays industrialisés y sont limités et très coûteux. Les déchets constituent alors une alternative obligée en tant que source de nutriments de plus faible coût. En effet, la fertilisation organique est une méthode bon marché pour augmenter le stock en nutriments de tous les compartiments de l'écosystème.

Les déchets fournissent des nutriments directement aux algues, aux bactéries planctoniques et benthiques, aux animaux aquatiques jusqu'aux poissons (Schroeder, 1980; Olah, 1986).

L'apport de substances organiques doit tenir compte de plusieurs risques: la transformation et la minéralisation de la MO sont fortement consommatrices d'O<sub>2</sub> dissous; les MO élèvent le rapport N/P et des fleurs d'eau à cyanophycées peuvent apparaître et créer un risque de pénurie d'O<sub>2</sub> lors de leur décomposition brutale; les déchets contiennent parfois des substances toxiques (Wurtz-Arlet, 1980).

La quantité de MO pouvant être recyclée en étang est très importante (5g de C/m<sup>2</sup>/jour = 100 kg de fumures sèches /ha/jour) et la productivité attendue dans un système de polyculture peut atteindre 30 kg/ha/an sans nourriture ce qui est énorme comparé à la production animale terrestre. C'est cette possibilité de recyclage des déchets qui est exploitée par la fertilisation organique (Olah,1986).

#### 2.4.2.3.2. Impact des matières organiques sur la chaîne trophique.

Une production élevée de poissons en étang dépend de l'efficacité de la conversion des MO autochtones et allochtones en biomasse par les différents organismes du réseau trophique (Pekar et Olah, 1990).

Comme pour la fertilisation chimique, les engrais organiques apportent des intrants aux deux cycles de production: autotrophe (grâce à la minéralisation) et hétérotrophe (croissance bactérienne) aboutissant à la stimulation naturelle de l'étang. Le renforcement de l'alimentation des poissons passe par la chaîne autotrophe (biomasse zooplanctonique multipliée par 400, celle des Chironomides par 50) et hétérotrophe (biomasse bactérienne multipliée par 15) (Martin et al.,1987).

Dans ces écosystèmes, les bactéries jouent un rôle central, l'efficacité de production journalière bactérienne est aussi importante que la production photosynthétique journalière et le pool de carbone disponible est presque doublé chaque jour (Olah, 1986).

#### 2.4.2.3.3. La fertilisation organique agit à trois niveaux.

(Schroeder, 1978; Buck et al., 1976; Wohlfarth, 1980 ).

##### 1) elle stimule la production primaire:

Les déchets contiennent de la fraction minérale directement utilisée par les cellules photosynthétiques ou pour la croissance bactérienne hétérotrophe (Schroeder, 1980). La fraction organique est minéralisée par les bactéries avec production de CO<sub>2</sub> récupérable par la photosynthèse (Goldman et Horne, 1983).

Compte tenu de la limitation de la photosynthèse par la turbidité de l'eau, la production primaire dépasse rarement la production obtenue par la fertilisation minérale (Schroeder, 1978).

D'autre part, 90 % de la production primaire est constituée par les micro-organismes (Sparatus, 1977), leur consommation par les filtreurs planctoniques et benthiques les rendent disponibles pour les poissons (Wohlfarth,1980). Les cellules algales auraient un taux de sédimentation équivalent au taux de la production primaire et elles interviendraient pour 90 % dans la consommation bactérienne (Priymachenko et al., 1978).

Tableau n°6:

Prédiction des rendements piscicoles en étangs fertilisés  
organiquement sur base de la production photosynthétique  
brute en comparaison aux rendements piscicoles réellement  
obtenus (Oglesby, 1977)

production brute moyenne	rendement piscicole prédit	FY/GP %	rendement piscicole réel	FYa/GP %
g O <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> /jour	g de poids frais/m <sup>2</sup> /jour		g de poids frais	
GP	FY		FYa	
18	0,35	2	2,1	11,9
16	0,33	2	2,1	12,8
12	0,28	2	0,4	3,6

(en monoculture de carpe)

Seule une fraction de la production découle de la production photosynthétique (Tang, 1970; Schroeder, 1978; Buck 1976; Noriega, 1979) alors que, avec une fertilisation minérale, il y a une corrélation plus étroite entre la chlorophylle et la production piscicole (Almazan et Boyd, 1978).

La fertilisation organique permet donc une augmentation du rendement qui n'est pas due à la seule photosynthèse, bien plus élevée que pour la fertilisation minérale, (tableau n° 6).

### 2) Elle stimule la chaîne hétérotrophe.

Donc, la production photosynthétique ne permet pas d'expliquer les rendements obtenus dans les étangs recevant une fertilisation organique: les communautés microbiennes colonisent les particules et utilisent la MO et les minéraux pour se développer, c'est la fraction détritique de la biocénose dont le rôle alimentaire pour les organismes benthiques et pélagiques est important (Lesel, 1980). On en a aussi trouvé dans le contenu stomacal de certains poissons (Sparatus, 1977).

En présence d'O<sub>2</sub> (>1 mg/l), la flore bactérienne se développe et se nourrit de MO, une partie est oxydée en CO<sub>2</sub> et le reste de la matière carbonée est assimilée par les bactéries (Billard, 1980). La digestion est moins efficace en anaérobiose (Schroeder, 1978).

L'intensité du développement bactérien est beaucoup plus important au niveau de l'interface sédiment-eau. En fait: les microorganismes se chargent de la digestion des éléments non assimilables par le poisson et fournissent un apport de protéines de bonne qualité (de Paw, 1980).

### 3) Les déchets sont consommés directement par les poissons

Chez la carpe (Krens et Roelogg, 1977), le *Tilapia* (Degani, 1982), et le poisson-chat américain (Lu et Kevern, 1975), une proportion de 50 % de la ration alimentaire est constituée de déchets sans que cela ne diminue leur taux de croissance par rapport à une alimentation faite à 100 % de granulés.

En bassin, l'énergie métabolisable des déjections animales est relativement faible (600 à 900 kcal/kg pour le lisier de vache,...) et la moitié de l'azote qui les compose se trouve sous une forme non assimilable pour les poissons (urée, ammoniac). Mais en étang, la valeur nutritive des déjections animales est bien supérieure à celle des conditions artificielles, car elle est utilisée dans la chaîne alimentaire de l'étang, permettant une production pélagique et benthique exploitable par le poisson (Schroeder, 1974).

Tableau n°7: composition des principaux engrais de ferme utilisés couramment en pisciculture française (Billard et Marcel, 1980)

Nature du produit	Espèce	Type d'élevage	Teneur (unités/t ou m³)			Teneur en MS (% prod. brut)	Teneur en MO % MS	Poids spécifique kg/m³
			N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O			
FUMIER	BOVINS		5 à 5,5	2,7 à 3,5	8 à 8,5	25	19	500 à 800
	PORCINS		4,5	4	5,5	25	18	
	OVINS		5 à 6	4 à 4,5	11 - 12	28 à 30	21 à 26	500 à 800
	CAPRINS		6	5	5,5	45	-	-
	VOLAILLES		11,5	14	8	32	-	800 à 950
LISIER		VL lisier en fosse	4,5	2	5,5	13	-	-
		VL aire d'égouttage	6	3	4	18	-	-
		Taurillons	5	3	2,5	15	-	-
		Veaux	3	2	3	2	-	-
		Engraissement	4,3 à 5,5	3,9 à 4,5	3 à 2,6	6 - 7,5 - 5	-	1 025
		Truies gestantes	5,5	6,5	2,5	10	-	-
		Porcelets sevrés	6,5	5,5	2	9	-	-
		Poules pondeuses	11	10,5	6	25	18	-
		Poulets de chair	30	29	8,5	33	-	-
		Dindes	33	21	7,5	44	36	-
PURIN	OVINS		10,5	7	13	15	-	-
	LAPINS		8,5	13,5	7,5	26	18	-
	BOVINS		1	0,2	3	1	-	-

Produits	Ammonitrate 33 %	Superphosphate 18 %	Chlorure de potassium 60 %
10 tonnes de fumier de bovin	160 kg	200 kg	130 kg
10 m³ de lisier de bovin	140 kg	100 kg	90 kg
10 m³ de lisier de porc	160 kg	250 kg	50 kg
10 m³ de lisier de poules pondeuses	330 kg	570 kg	95 kg
10 m³ de lisier de poulet de chair	900 kg	1 600 kg	135 kg

Tableau n°7 (b) Equivalence en fertilisants minéraux des engrais de ferme

#### 2.4.2.3.4. L'intégration de l'étang au système agricole.

L'avantage majeur de la pisciculture est d'utiliser pleinement l'espace et la nourriture disponible de l'étang pour optimiser les interactions entre les espèces compatibles et les différentes niches écologiques du système. La pisciculture en étang présente des potentialités diverses d'exploitation avec des degrés divers d'intégration à l'exploitation agricole (Billard, 1990).

##### 1) La fertilisation par les effluents d'élevage.

Divers types de MO issues de déchets de l'agriculture peuvent être recyclés en étang:

-Les déchets végétaux (engrais vert): Les plantes fauchées et laissées dans l'étang y libèrent leurs éléments constitutifs. Pour Elodea, par g de poids sec, on trouve 2,5 à 3,5 mg de P et 12 à 18 mg de N,... (Wurtz-Arlet, 1980).

Les milieux tropicaux sont souvent déficitaires en N. Azolla, fougère flottante fixatrice de l' $N_2$  atmosphérique grâce à sa symbiose avec la cyanophycée Anabaena, est fréquemment utilisée comme engrais vert et comme nourriture aux poissons en rizipisciculture et fermes à poissons de la Chine et du Vietnam .

-Les fumures animales: les excréments de poissons (autofertilisation): 200 kg de carpes apportent par leurs excréments 10 à 20 g de P total par jour (Lamara, 1975). L'excrétion d'ammoniaque et d'urée réintroduit le cycle de l'azote.

-Les fumures organiques: (tableaux n°7 a et b) (purin, fumier, lisier) ce sont des excréments liquides ou solides d'animaux d'élevage (boeuf, porc, mouton, volaille...) des déchets d'abattoir, du compost, des eaux d'égouts domestiques ou d'industries alimentaires. Ces déchets peuvent être directement déversés dans l'étang (Delinge, 1990).

-Les eaux usées: des expériences avec Tilapia nilotica ont amené à des biomasses phytoplanktoniques nettement supérieures à celles nécessaires pour soutenir une croissance optimale du poisson (jusqu'à 100 à 175 mg/l en poids frais) (Delinge, 1990).

-Les excréments d'oiseaux: les fientes de volaille contiennent environ 60 % de MO; 4,7 % de N; 4,3 % de P, et 2,6 % de K... Leur haute valeur fertilisante est due à leur teneur en acides aminés élevée. On sait que 1 kg de canard dépose 5 kg de fientes par an. En région Centre (France) 300 à 500 canards/ha (= 1500 à 2500 kg de fientes/ha/an) induisent de 1 à plus de 6 tonnes/ha de poissons en polyculture (Wurtz-Arlet, 1980; Martin, 1987).

Lorsque l'on vise à augmenter la production primaire autotrophe, il y a

Tableau n° 8 :

production de poissons et taux de production dans les étangs selon différents programmes de fertilisation (Lanoiselée, 1981).

type d'étangs	fertilisation minérale	eaux usée		lisier de vache et fertilisation minérale
surface (ha)	1,4	0,7	1	2
production kg/ha/8 mois	4700	8000	8400	7500
taux de conversion kg d'aliments/ kg de poissons	1,7	1	0,8	1,1

avantage à fertiliser la colonne d'eau plutôt que le sédiment qui reçoit déjà tous les déchets solides déversés: la diffusion des nutriments vers la masse d'eau y étant plus lente. La production bactérienne planctonique est supérieure lorsque les effluents organiques sont déversés sous forme liquide où ils restent longtemps en suspension dans l'eau. Sous forme solide, ils sédimentent rapidement sur le fond, créant des conditions riches en nutriments au niveau du sédiment: la production bactérienne y est très importante et ce genre d'apport stimule davantage la production hétérotrophe (Delinge, 1990). Selon les études menées, la fertilisation organique donne des résultats nettement supérieurs à la fertilisation minérale et mixte du point de vue de la production piscicole et du taux de conversion des aliments\* (tableau n°8) (Schroeder, 1974).

\*c.a.d. un rapport "aliment consommé/poisson produit" bas.

## 2) Les systèmes étroitement intégrés.

Précédemment, nous avons essentiellement tenu compte de l'apport de matières nutritives en provenance du système agricole (culture et élevage) vers l'étang. Mais la réciproque existe également: le plan d'eau peut restituer de la vase (humus de terre) à l'écosystème agricole. Cette intégration du plan d'eau à l'écosystème agricole est certainement importante pour la fertilité des sols et leur conservation. Elle permet une restitution des matières organiques et des éléments minéraux au sol producteur à partir de l'étang (Billard, 1990).

Le maximum de l'efficacité d'un système intégré ne peut seulement être obtenu qu'au travers du respect des conditions naturelles et des caractéristiques agricoles propres à chaque région. Ainsi en Chine, des pratiques très variées d'élevage associées aux poissons et aux cultures se sont développées répondant aux exigences agricoles, économiques et environnementales uniques à chaque région (Yang Huazhu; Hu Bao Tong, 1989).

L'intégration des systèmes agricoles et piscicoles est une solution tentante pour les pays du tiers-monde devant faire face à une pénurie de terres exploitables et à une demande en protéines toujours croissante avec la démographie. L'agro-pisciculture, bien développée en Asie du Sud-Est, fait l'objet d'intérêts nouveaux en Amérique Latine et en Afrique de l'Est (Micha, 1987) .

Par exemple: certains bras de marais du lac Mohazi (Rwanda) sont aménagés pour que les activités culturales (soya, maïs, choux, tomates) et sont combinés à la pisciculture. Les

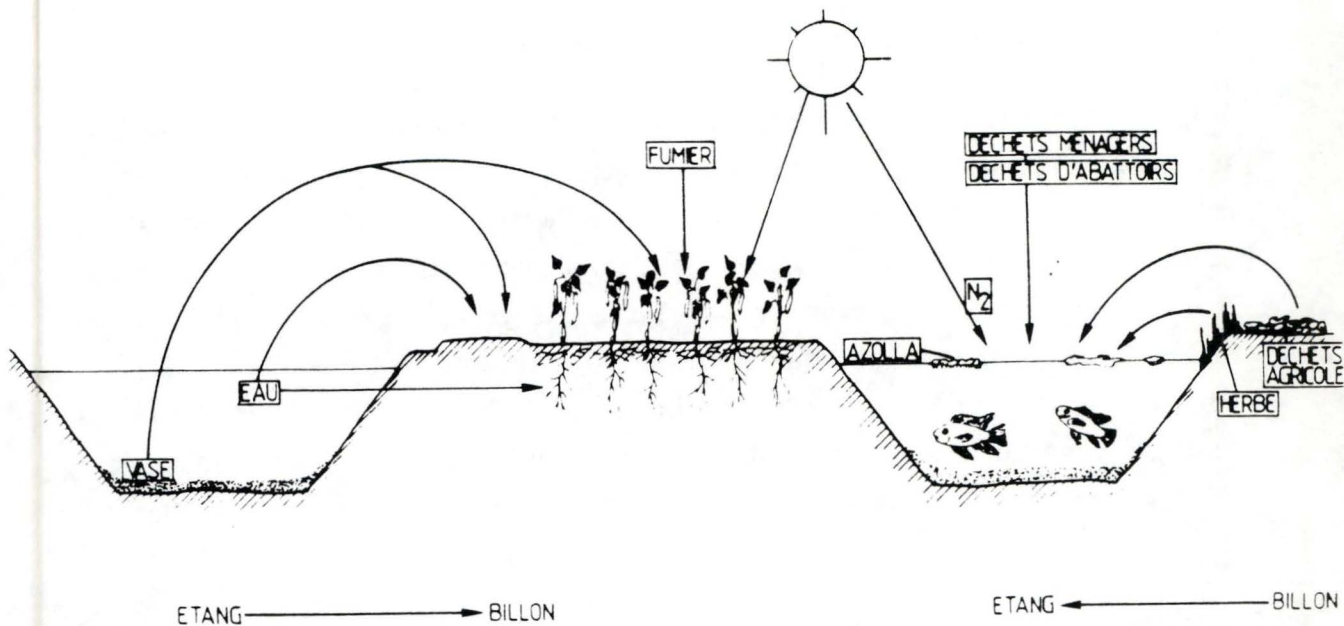


Figure n°21:

Fonctionnement d'un écosystème agropiscicole au lac Mohazi, Rwanda (Micha, 1987).

Tableau n°9:

Quelques associations récoltes-bétail-poissons aux Philippines (Billard, 1980).

A. Systèmes basé sur la production végétale:

- \* rizipisciculture.
- \* riz-légumes-poissons.
- \* fruits, légumes, porcs, poulets, poissons.

B. Systèmes basés sur l'élevage:

- \* porc, céréales, poissons.
- \* porc, poulet, bétail, légumes.

C. Systèmes basés sur la pisciculture:

- \* poissons, porcs.
- \* poissons, poulets ou canards.

D. Systèmes à grandes échelle:

- \* porcs, riz, maïs, légumes, poissons.
- \* Poissons, porcs, bétail, noix de coco.

étangs sont construits en alternance aux billons mis en culture (figure n°21). Les apports organiques (fumiers, déchets végétaux) fertilisent les étangs, et les sédiments formés servent de fertilisants pour les billons. Ce système permet trois récoltes annuelles de végétaux et une récolte de poissons par an, sur le même site de production. On arrive, par exemple, à 1.5 à 6 tonnes/ha/an de soja et 1 à 3 tonnes/ha/an de *Tilapia* (Micha, 1987).

L'élevage peut directement s'intégrer à l'étang. En Asie, l'intégration de mammifères et d'oiseaux à celle du poisson est courante (tableau n°9). Les déjections sont directement et de manière continue rejetées dans l'eau et stimulent, via le plancton et le benthos, la production d'espèces de poissons, chacune inféodées à une niche écologique propre (on rapporte des productions de 4 à 6 tonnes/ha/an) (Shina, 1986).

*Azolla* s'intègre dans ce type de système: il existe des systèmes "riz-*Azolla*-poisson" en agropisciculture, des systèmes "volaille-*Azolla*- poisson", "porc-*Azolla*- poisson",... pouvant être très complexes. La pratique agropiscicole améliorée par *Azolla* en tant que fertilisant en nitrates dans les champs de riz permet d'obtenir par exemple:

53.400 Kg/ha/an d'*Azolla* pour

13.384 Kg/ha/an de riz et

1.024 Kg/ha/an de poissons.

Dans ces conditions, la production de poissons ne coûte pratiquement rien (Liu Chungchu, 1988).

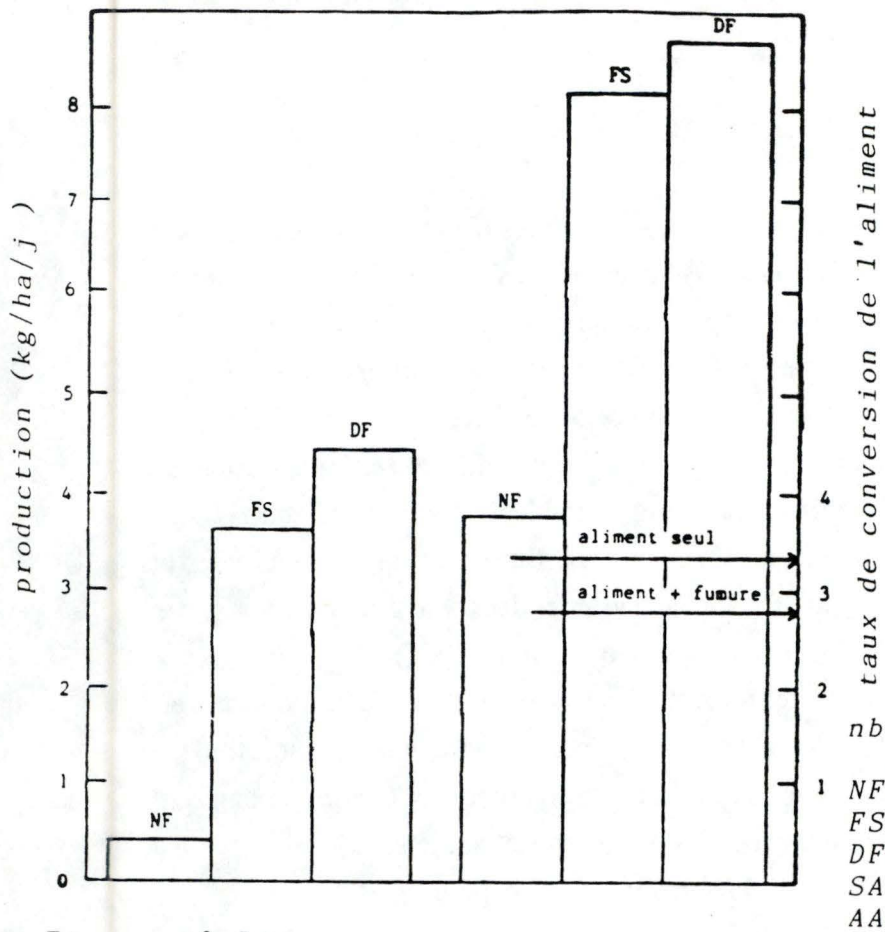
#### 2.4.2.3.5. Conclusion

En fournissant au milieu des matières en décomposition par la fertilisation organique, on assure une production bactérienne dont dépend la productivité primaire.

La gestion de l'étang fertilisé par les déchets organiques doit viser l'établissement d'un équilibre écologique permettant d'éviter les fluctuations extrêmes fréquemment observées en milieu très eutrophe. Ces fluctuations cycliques peuvent être évitées par la polyculture où les poissons se partagent la nourriture selon les différentes niches écologiques occupées (Schroeder, 1980).

Le développement simultané des deux chaînes (autotrophe et hétérotrophe) doit être en équilibre avec une quantité satisfaisante d'O<sub>2</sub> dissous. Dans ces conditions, l'augmentation de la production en poissons est liée à la respiration du milieu: l'application de fumure organique provoque une multiplication rapide des bactéries, des bactéries sont ajoutées avec le fertilisant et elles utilisent les nutriments pour se reproduire, leur activité est très consommatrice d'O<sub>2</sub>.

Les détritiques riches en bactéries sont une source de nourriture importante pour le



nb: les quantités d'aliments sont les mêmes dans les deux cas  
 NF= non fertilisé  
 FS= fertilisation standard  
 DF= double fertilisation  
 SA= sans alimentation  
 AA= avec alimentation

Figure n° 22: Résultats de production piscicole obtenue lors d'une combinaison des apports de fertilisants et d'aliments, en comparaison aux résultats obtenus sans alimentation pour différentes doses de fertilisant (Lanoiselée, 1981).

Tableau n°10:

Comparaison de l'efficacité de l'utilisation des aliments par les poissons-chats et les animaux à sang chauds. L'efficacité de conversion des aliments en protéines poissons est supérieure (Lowell, 1979).

animal nourri	composition de l'aliment		efficacité	
	protéines(%)	énergie métabolisable (Mcal/kg)	gain de poids par g d'aliment	gain de protéine par g de protéines alimentaire
poisson-chat	30-40	2,64-2,86	0,77	0,41
poulet	18	2,6	0,48	0,33
porc	16	3,30	0,31	0,20
boeuf	11	2,61	0,13	0,15
			gain de protéines par Mcal d'aliments	
poisson-chat			47,1	
poulet			23	
porc			9,7	
boeuf			6,3	

micro-zooplankton et les poissons filtreurs.

La plus grande part de la production de poissons résulte probablement de la production hétérotrophe (Schroeder, 1978) ou de la consommation directe des déchets (Pompa, 1982). Les sources organiques en nutriments sont plus productrices que les sources inorganiques pour la photosynthèse (Noriega-Curtis, 1979).

La fertilisation est le procédé le plus efficace agissant sur la productivité des étangs: "L'étang, véritable 'digesteur' possède une capacité exceptionnelle pour transformer les déchets organiques non assimilables en 'protéines poissons'" (Martin, 1987).

### 2.4.3. Augmentation de la production en poisson par l'alimentation.

#### 2.4.3.1. Généralités.

La fumure organique ne permet pas toujours de produire suffisamment de matière vivante pour assurer la vitesse de croissance voulue: des apports alimentaires doivent être appliqués (Billard, 1980).

Afin de rentabiliser au mieux l'étang, il faut tenir compte d'un rapport "prédateur /proie" optimal. Dans les conditions de gestion des étangs en climat tempéré, une forte augmentation de la quantité de zooplankton se produit au printemps mais elle est de courte durée et la biomasse zooplanktonique diminue rapidement en début d'été. La cause de cette diminution est la forte prédation exercée par les poissons sur le jeune zooplankton, de taille trop faible pour utiliser le phytoplancton au maximum et pour grossir. C'est alors que, pour maintenir une croissance du poisson satisfaisante durant cette période, malgré la fumure, on procède à un apport d'aliments, céréales ou granulés (Billard, 1980) (figure n°22).

Les aliments avantageux sont ceux dont l'apport d'une quantité minimale permet une croissance en poids maximale (taux de conversion bas) et n'entraîne pas de carence. Le pisciculteur dispose d'une certaine variété de nourriture, naturelle et artificielle, et doit assurer une transformation efficace en poissons: l'efficacité de cette transformation (tableau n°10) dépend de la valeur qualitative de la nourriture et doit subvenir aux besoins nutritifs des espèces élevées selon la nourriture naturelle de l'étang (Delinge, 1990).

Souvent, l'aliment n'est pas entièrement consommé et la portion délaissée sert d'engrais. De plus, la consommation abondante d'aliments produit un volume important d'excréments qui participent au rôle de la fertilisation (Delinge, 1990).

#### 2.4.3.2. L'alimentation en système extensif et intensif.

Il ne faut pas confondre l'alimentation de poissons d'étangs avec celle pratiquée en élevage intensif où les poissons sont nourris avec des aliments très riches en protéines, d'origine animale. Au Japon, 550.000 tonnes de protéines animales sont nécessaires pour produire du sériole en cages à raison de 80.000 tonnes par an (Micha, 1981).

La nourriture artificielle est la base d'une production intensive de poissons et elle est appliquée dans le but d'augmenter le rendement par unité (taux de croissance individuel).

Avec la carpe commune, par exemple, en culture extensive, la récolte n'excède pas les 25 à 30 kg/m<sup>3</sup>; en culture intensive, la récolte dépasse les 200 kg/m<sup>3</sup>. Cette augmentation de rendement est due à l'effet direct de la nourriture artificielle (Yu Shigang, 1989).

#### 2.4.3.3. Conclusion.

Un problème courant en aquaculture est le coût élevé de l'alimentation des poissons, et ce pour pallier au déficit en protéines et en énergie du milieu d'élevage.

Actuellement, dans les pays africains, on s'intéresse aux possibilités d'emploi d'aliments composés sous forme de granulés présentant un maximum d'avantages au moindre prix. En République Centre Africaine, on a mis au point deux types de granulés, l'un contenant 30 % de protéines animales (sang séché, farine de poissons) et l'autre 30 % de protéines végétales (drèches de brasserie, tourteaux d'arachide) à partir de sous-produits locaux. Les derniers ont présenté des résultats satisfaisants avec le *Tilapia nilotica* et le *Claria*.

#### 2.4.4. Augmentation de la production de poissons par la polyculture.

##### 2.4.4.1. Introduction.

La fumure augmente la productivité à tous les niveaux trophiques. Pour favoriser au mieux cet apport de fertilisants, il est nécessaire d'exploiter ces différents niveaux trophiques en associant plusieurs espèces de poissons dans le même étang, c'est la polyculture (Billard, 1980).

Le principe de la polyculture est basé sur le concept que chaque espèce participant à la polyculture dispose de sa propre niche alimentaire et donc n'entre pas en compétition pour la nourriture naturelle d'autres espèces (Tang, 1970).

L'association d'espèces de poissons de différents habitats pour l'utilisation effective de la nourriture naturelle est connue depuis des générations en Chine (Li Hao Ren, 1982) et, depuis les dernières décennies, est devenue une pratique commune ailleurs dans le monde. Les espèces de poissons sont en interaction les unes avec les autres et cela se répercute sur leur croissance, les ressources alimentaires et l'environnement. Les effets sont positifs ou négatifs et cela dépend essentiellement des densités des espèces en présence. La tendance de l'aquaculture moderne est d'augmenter la densité du stock pour utiliser les ressources alimentaires au maximum.

#### 2.4.4.2. Les effets de la polyculture.

Plusieurs observations ont été réalisées par Milstein et Hepher (1985) quant à l'utilisation de plusieurs espèces de carpes en étang; elles ont porté sur l'influence de telle ou telle espèce de poissons, élevée en monoculture ou en polyculture et selon leur densité, sur les populations phyto et zooplanctoniques, sur la qualité et la production naturelle des eaux. La polyculture, comme la plupart des techniques, peut être plus ou moins avantageuse selon les modalités de gestion. Le pisciculteur peut principalement agir sur les espèces mises en présence et sur leur densité respective.

En polyculture, lorsque la densité en poisson est optimale, chaque espèce puise dans son propre stock alimentaire. Un effet mutuel des espèces sur les ressources alimentaires serait bénéfique pour l'ensemble de l'écosystème et le taux de croissance de chaque espèce est alors supérieur en polyculture par rapport à ce que l'on observerait en monoculture pour une même densité (Reich, 1975).

Mais lorsque la densité dépasse une valeur optimale, une espèce peut s'adapter à d'autres aliments et pénétrer dans la niche écologique d'une autre espèce et une compétition apparait. Les effets se répercutent sur la croissance des poissons et sur les rendements piscicoles. Ainsi, Milstein et al. (1988) ont montré qu'une densité en carpes argentées de 500 à 1000 individus par hectare n'inhibe pas la croissance de la carpe commune alors qu'une forte inhibition s'observe si la densité des carpes argentées dépasse les 1000 individus/ ha.

Les différentes combinaisons d'espèces à différentes densités ont un impact variable sur le phytoplancton et donc sur la productivité. Selon les expériences menées par Milstein et Hepher (1985) sur ces deux espèces de carpes, la carpe argentée en monoculture consomme préférentiellement de grandes algues planctoniques. Les petites espèces d'algues

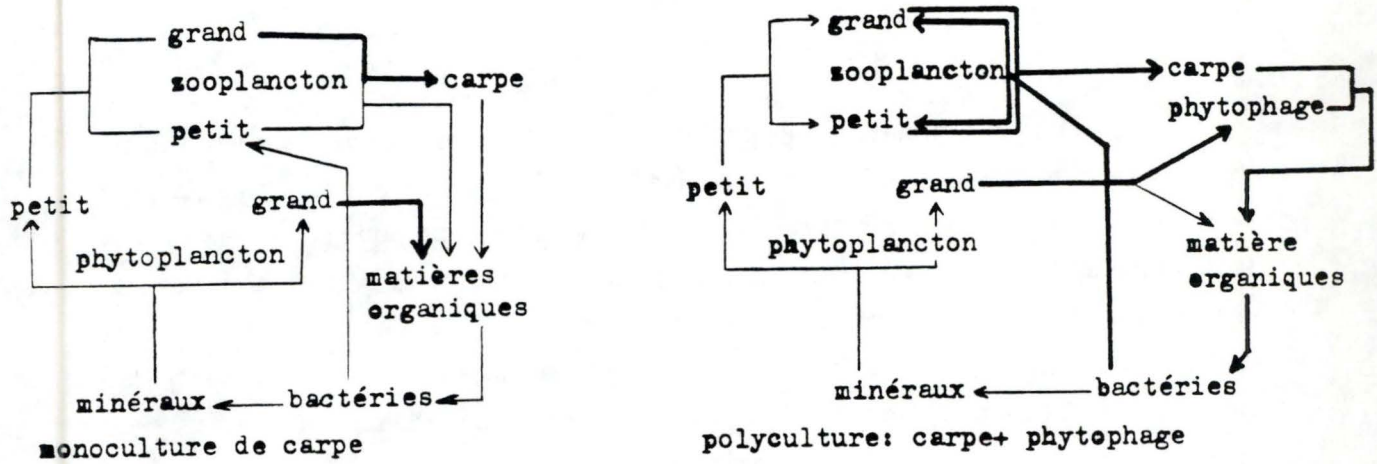


Figure n°23:

Modification du flux de la matière d'un réseau trophique en passant d'un système de monoculture à un système de polyculture ( addition d'une espèce pytophage), l' épaisseur des flèches est proportionnelle au flux de matière

( Yashouv A.1971. )•

Tableau n°11 :

Influence de la polyculture sur le plancton et la production piscicole (Bernaedz et al, 1978).  
 Passage d'un système de monoculture à un système à deux espèces de poissons: Cc- Cyprinus carpio  
 Hm- Hypophtamlmichtis molitrix

	Cc	Hm	Cc + Hm
<hr/>			
peuplement			
(individu/ha)	1000	1000	2000
phytoplancton			
(individu/ml)	1780	760	2650
zooplancton			
(g/m <sup>3</sup> )	10	5,5	8,9
<hr/>			
poissons			
poids initial	Cc		
(g)	38		38
	Hm	11	11
poids final	Cc		
(g)	370		423
	Hm	32	122
<hr/>			
production	Cc		
piscicole		Hm	
kg/ha	357	21	398
			95
	total	357	493
		21	
<hr/>			

sont alors débarrassées de compétiteurs vis-à-vis des nutriments, elles se mettent alors à proliférer au détriment des grandes espèces. En polyculture, la carpe argentée excrète des algues partiellement digérées qui tombent sur le fond et servent de nourriture à la carpe commune benthophage, cette dernière remue le sédiment, ce qui favorise les échanges des nutriments avec la colonne d'eau et influence la productivité primaire.

Les mêmes auteurs ont tenté d'élucider les effets de cette combinaison d'espèces de carpes sur les populations de zooplancton. Ils ont observé des modifications de densité, de biomasse et de composition parmi ces populations. Dans un étang dépourvu de carpe, les communautés phyto et zooplanctoniques représentent une large gamme de tailles et de taxons différents, ils offrent ainsi plusieurs niches alimentaires disponibles. En présence d'une forte densité de carpes argentées seules, certains rotifères sont préférentiellement consommés. La quantité globale de zooplancton est réduite, surtout pour les crustacés: la carpe argentée en monoculture favorise le développement de petites espèces d'algues aussi en éliminant les prédateurs zooplanctoniques qui s'en nourrissent préférentiellement.

La niche alimentaire offerte par ces petites algues n'est pas exploitée; un meilleur partage des ressources de l'étang est possible par l'introduction d'une espèce de poisson à régime alimentaire complémentaire: la carpe commune (figure n°23).

Les poissons benthiques amélioreraient le développement des grandes espèces d'algues par leur activité au niveau du sédiment. Les interactions entre poissons benthophages et filtreurs agissent donc sur la production primaire et sur la composition planctonique du milieu, lorsque les deux types sont élevés complémentaires (tableau n°11).

Seule une combinaison équilibrée des différentes espèces écologiques en densité adéquate utilise les ressources disponibles efficacement. Selon les conditions, les interactions entre espèces seront positives: ainsi, en présence de la carpe argentée, la carpe commune atteint un poids plus élevé qu'en monoculture (Yashouv, 1971), grâce à l'augmentation des ressources alimentaires et l'amélioration de l'environnement (par exemple, le grazing par la carpe argentée diminue la biomasse algale et contrôle les "blooms" algals indésirables). Des détritivores (*Tilapias*) se nourrissant au niveau du sédiment y empêchent l'accumulation de MO et de développement de l'anaérobiose. La densité peut être contrôlée par l'introduction de prédateurs.

En condition non équilibrée, par exemple lors d'une trop forte densité en carpes argentées, on assiste à une augmentation de la biomasse algale démesurée: on parle d'ichthyo-eutrophisation (figure n°24 a et b), elle peut apparaître dès 1300 à 2600 carpes/ha

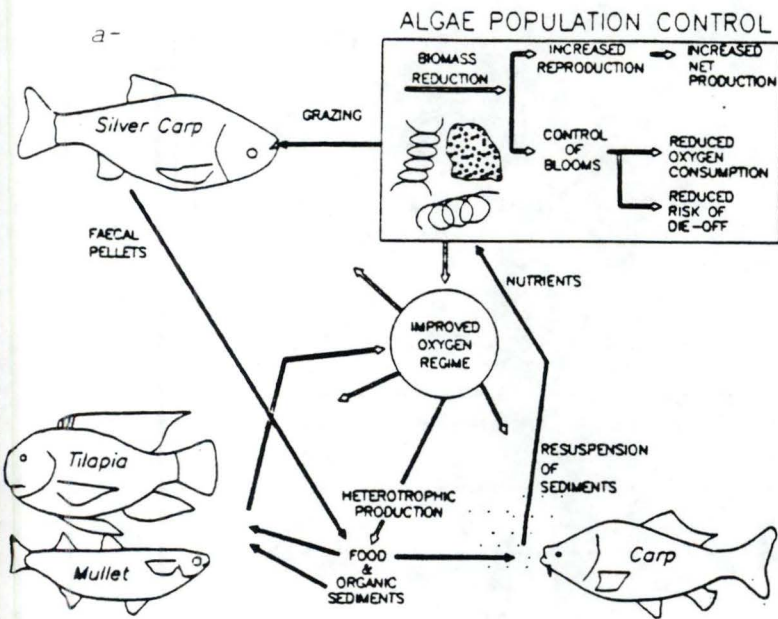


Figure n° 24: a- En système de poly-culture équilibré, la carpe argentée contrôle la production algale et sa biomasse, ses déjections parvenues au sédiment sont reprises par les tilapias qui contrôlent la production hétérotrophe et l'oxygénation benthique. La carpe benthophage remue le sédiment et libère les nutriments de la colonne d'eau.

Les flèches en trait plein représentent la relation de consommation directe, les flèches vides représentent les relations avec l'environnement.

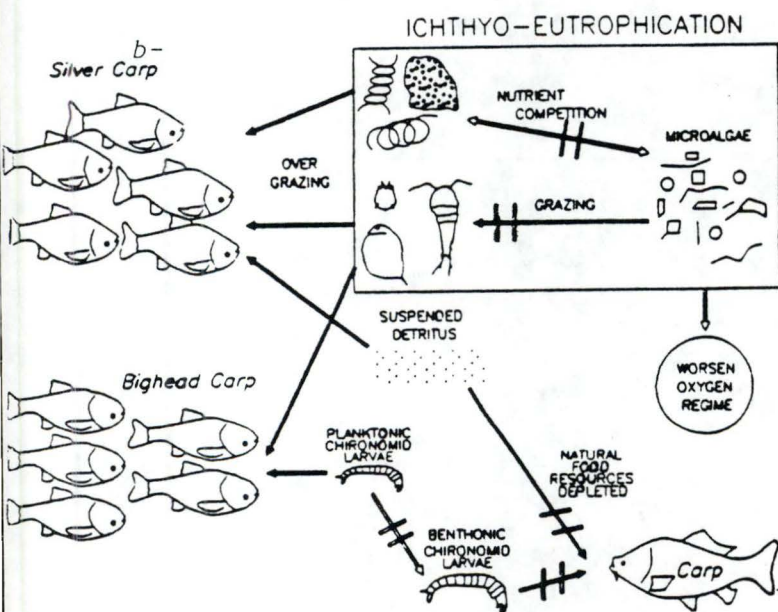


Figure n° 24-b: En cas de trop forte densité en carpe argentée ou en carpe à grosse tête, les conditions de l'environnement sont perturbées: la prolifération des petites algues est favorisée par la prédation exercée sur les grandes algues par le zooplancton, il s'ensuit une forte consommation hétérotrophe et une diminution de l'oxygénation du milieu avec l'apparition de formes benthiques résistantes à ces conditions (Larves de chironomes): c'est l'ichtyo-eutrophisation

Milstein et Hepher (1985)

Tableau n°12:

Diverses combinaison d'espèces de poissons pour la polyculture en Chine , densité lors de la mise en charge (% des différentes espèces)( Tiapiador et al, 1977).

type de plan d'eau	lacs et réservoirs		étangs de production	
	phytophage	herbivore	molluscophage	phytoplanctonophage
espèces dominantes				
espèces				
H. Molitrix	46	16	12	65
A. Nobilis	16	10	7,4	10
C. Idella	10	55	24,2	12
C. Moritorella	21	—	—	—
C. carpio	8	—	3	6
M. Piceus	—	—	42	—
Divers	—	19	10	8

Les espèces dites importante dites "carpes Chinoises":

Ctenopharyngodon idella (herbivore)

Hypophthalmichthys molitrix (phytoplanctonophage)

Aristichthys nobilis (zooplanctonophage)

Mylopharyngodon piceus (Molluscophage)

Les espèces secondaires:

La carpe commune

Le carassin

le Tilapia mosambica

Megalobrama amplycephala(herbivore)

Cirrhinus molitorella(Mud carp)(détritivore, faune benthique)

seulement (Milstein et al., 1988). Outre l'altération de l'environnement, il s'ensuit une diminution des rendements piscicoles, due à la compétition et aux interférences avec la reproduction des poissons (diminution de la fécondité, canibalisme des alevins et des oeufs) (Schroeder, 1980).

#### 2.4.4.3. Modèle d'application en Chine.

La polyculture est probablement le facteur le plus important dans le succès de la pisciculture Chinoise. Elle permet la pleine utilisation de l'espace, de la nourriture disponibles dans l'étang et l'optimisation des interactions des espèces compatibles aux moeurs alimentaires et écologiques différents. Les types d'ensemencement d'un étang avec plusieurs espèces sont choisis en fonction du climat, de la qualité de l'eau et de la fertilité de l'étang, de la disponibilité de nourriture et d'engrais, et des exigences du marché (Lin Hao-ren, 1982). Traditionnellement, les pisciculteurs Chinois associent des espèces de carpes complémentaires: la carpe argentée, la carpe herbivore, la carpe à grosse tête, la carpe de vase,...Ils obtiennent plusieurs tonnes à l'hectare avec des apports de fumures organiques (lisier, compost, effluents divers) (Billard, 1989).

En condition normale, la carpe argentée phytophage est dominante, mais dans certains cas, c'est l'espèce herbivore (si la végétation supérieure domine) ou l'espèce molluscophage (si les gastéropodes sont dominants) (tableau n°12). Les principales niches exploitées sont donc le phytoplancton, le zooplancton, le benthos, la végétation supérieure et les mollusques (il faut pour produire un kg de poids vif de poissons 60 à 70 kg d'herbes ou 50 kg d'escargots) (Tiapiador et al., 1977).

D'autres niches écologiques peuvent encore être disponibles et on pourrait introduire encore d'autres espèces dans le système tout en conservant l'équilibre sur base d'une connaissance précise du régime alimentaire et des exigences écologiques des espèces.

En France, on associe carpe/ tanche/ gardon/ brochet et on rapporte des cas de production plus élevée lors de l'introduction des espèces de carpes chinoises (Billard, 1980).

#### 2.4.4.3. Conclusion.

L'étang est un écosystème caractérisé par son transfert de matière et son flux d'énergie. Il offre plusieurs niches écologiques et les ressources sont d'autant mieux exploitées si chaque niche est occupée par une espèce adaptée. C'est ainsi que la production piscicole augmente lorsque sont utilisées simultanément des espèces de poissons de régimes

alimentaires qui se complètent: la polyculture permet d'utiliser toutes les niches du système en pratiquant des associations adéquates d'espèces compatibles (Billard, 1990).

"Les pisciculteurs chinois, par l'expérience acquise au cours des générations, ont géré leurs étangs de telle sorte que le stock de poisson s'harmonise avec la nourriture naturelle disponible pour chaque espèce." (Tang, 1970).

Cet équilibre entre le poisson et sa nourriture est le principe de base de la polyculture en étang.

## 2.5. Rôle particulier des sédiments dans l'écosystème étang.

### 2.5.1. Introduction.

Les sédiments sont le siège d'une activité microbiologique intense qui conditionne les propriétés physicochimiques de l'eau interstitielle et de la colonne d'eau. Le sédiment, en tant qu'environnement de décomposition, est intéressant pour la fertilisation des étangs. En effet, le rendement des étangs suggère que l'interface eau-sédiment soit le réceptacle des détritiques et des micro-organismes associés, importants dans la production du système.

### 2.5.2. Définition.

Le sédiment est un environnement complexe dépendant de facteurs tels que la composition minérale, la texture, la teneur en carbone organique et la géologie. C'est un dépôt de matières solides préalablement en suspension dans le liquide; il est constitué de matériel détritique (érosion du bassin versant), de matériel biogénique (productivité biologique) et de matériel autochtone (formé *in situ*). Deux variétés de matières organiques sont considérées: celles dues à la production primaire et celles des apports terrigènes (Malcolm et Stanley, 1982).

### 2.5.3. Les rôles du sédiment.

Le sédiment est le site principal de stockage d'un étang. La quantité de nutriments ou de matières organiques y sont plusieurs fois supérieures aux quantités mesurées dans l'eau. La concentration de carbone organique y est typiquement de l'ordre de

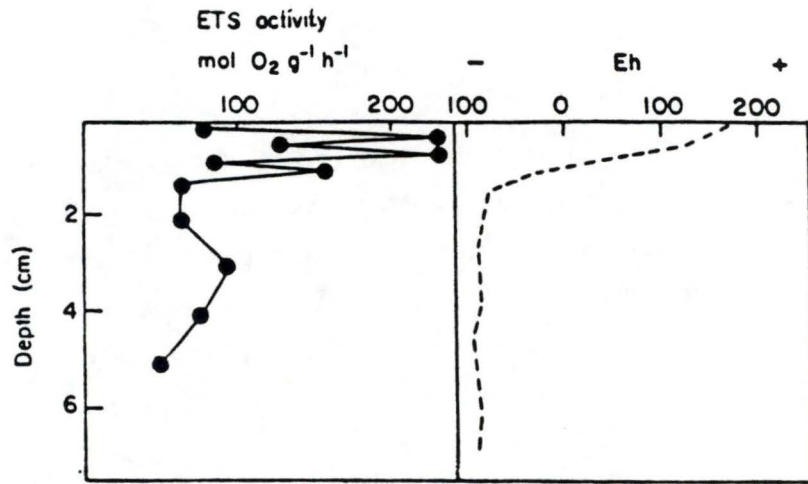


Figure n°25:  
 Distribution du potentiel d'oxydoréduction avec la profondeur du sédiment (dans les 6 premiers centimètres). L'activité ETS (Electron Transport System) correspond à la vitesse de transfert des électrons dans la chaîne respiratoire (Billen et al, 1980).

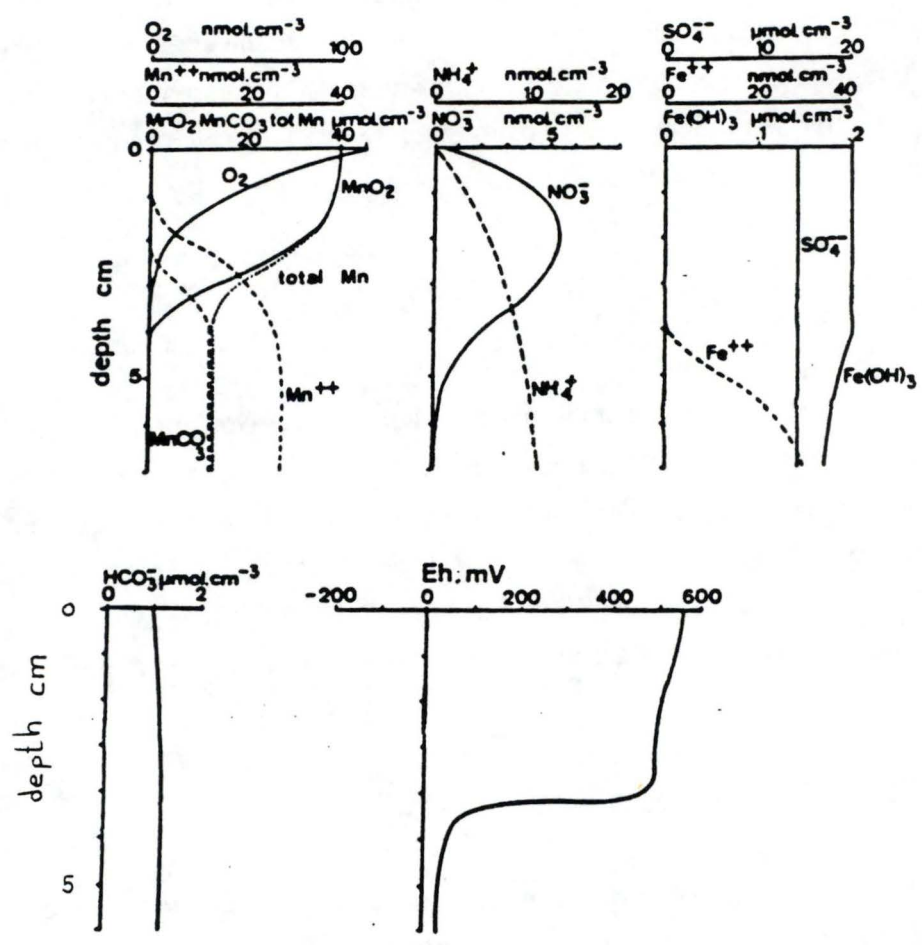


Figure n°26:  
 Teneurs en différentes espèces minérales et métalliques dans les 6 premiers centimètres du sédiment. Le profil vertical des espèces minérales est calculé selon le modèle proposé par Billen (1980).

plusieurs pourcents, alors que la concentration dans l'eau s'observe dans une gamme de 10 à 100 ppm (0,001 à 0,01 %).

Les concentrations en azote et phosphore sont typiquement de l'ordre de 1 à 10 % dans le sédiment contre 0,1 à 10 ppm dans l'eau. Même une couche de quelques centimètres de sédiment actif garde plus de nutriments que l'entièreté de la colonne d'eau (Avnimelech et Lacher, 1980).

#### 2.5.3.1. La dégradation des matières organiques dans le sédiment.

Les MO faites de macromolécules ( protéines, hydrates de carbone, graisses et acides nucléiques) arrivent au sédiment sous forme particulaire et sont exploitées par les micro-organismes après avoir subi une hydrolyse exoenzymatique donnant des molécules simples (acides aminés, mono et disaccharides, acides gras et nucléotides), pouvant intégrer la cellule bactérienne et être rapidement métabolisées (Weltz, 1973) .

De ce métabolisme bactérien résulte une modification du profil rédox du sédiment, directement liée à la respiration microbienne (Billen et al, 1980).

Les 90% de l'activité métabolique d'un sédiment se déroulent dans la zone la plus proche de la surface (Mc Caffrey et al, 1980), là où le potentiel rédox est encore positif en condition aérobie ; au delà de 1 cm les tendances s'inversent et le milieu devient réducteur (figure n°25).

Une conséquence de l'oxydation des MO dans le sédiment est la libération de produits vers son eau interstitielle et la consommation des divers accepteurs d'électrons. L'effet direct de ces réactions est d'améliorer le flux des substances chimiques dissoutes au travers de l'interface eau-sédiment. Ce flux est contrôlé par la disponibilité des MO, leur taux de dégradation et les propriétés de diffusion des éléments (Malcolm et Stanley, 1982).

Les modifications de la chimie du sédiment se reflètent dans les changements du potentiel rédox et du pH. Les paramètres agissant spécialement sur le pH sont le CO<sub>2</sub> et le NH<sub>3</sub> dont les concentrations varient avec la nature de la dégradation des MO. Le pH du sédiment est généralement plus bas que celui de l'eau superficielle. Le potentiel rédox décroît généralement dans le sédiment où les MO se décomposent (Malcolm et Stanley, 1982).

Les concentrations en de nombreuses espèces (HC0<sub>3</sub><sup>-</sup>, HS<sup>-</sup>, HP0<sub>4</sub><sup>-</sup>, N0<sub>3</sub><sup>-</sup>, Fe , Mn ... composés organiques dissous, ...) sont souvent supérieures dans l'eau interstitielle (figure n°26), ce qui provoque un flux d'éléments à travers l'interface eau-sédiment.

La régénération des nutriments à partir du sédiment pourrait être un facteur

important dans le contrôle de la productivité des eaux (Malcolm et Stanley, 1982).

Du point de vue de l'oxygène, le sédiment peut présenter des conditions aérobies si l'apport de MO et sa décomposition sont inférieurs aux apports en O<sub>2</sub> et devenir complètement anoxiques si l'apport des MO dépasse quantitativement celui en O<sub>2</sub> (Malcolm, 1981). L'O<sub>2</sub> ne pénètre pas plus profondément que quelques millimètres sous la surface du sédiment (Keplay et al., 1980). La sédimentation des MO et la faible luminosité font que le métabolisme benthique est essentiellement hétérotrophe, il se fait souvent en anaérobiose vu la faible diffusion et la consommation rapide de l'O<sub>2</sub>.

#### 2.5.3.2. Apport de matières organiques au sédiment et formation d'un sédiment.

Le carbone organique particulaire (Cop) ou dissous (Cod) adsorbé sur les argiles et colloïdes, aboutissent au sédiment, s'ils ne sont pas dégradés dans la colonne d'eau. Pratiquement, la quasi totalité aboutit au sédiment car le parcours de sédimentation dans les étangs est négligeable (profondeur moyenne de 1m).

Des transferts d'énergie s'établissent entre les deux compartiments. Les trois formes de carbone (CO<sub>2</sub>, Cop et Cod) d'origine détritique, les particules bactériennes, phyto-et zooplanctoniques peuvent se retrouver dans les sédiments. Il y a des pertes trophiques (excrétions, sécrétions et mortalités naturelles,...) qui s'accumulent dans ce site privilégié où cette énergie d'origine photosynthétique est utilisée (Bertru, 1980).

#### Le rôle des bactéries benthiques dans la solubilisation des matières organiques:

La médiation bactérienne transfère une fraction de l'énergie de la chaîne détritique (utilisée lors de la régénération des éléments nutritifs) vers l'eau superficielle en rendant possible la solubilisation des éléments carbonés. Une fraction importante de l'énergie primaire est perdue pour l'efficacité trophique, utilisée pour la minéralisation; elle devient disponible pour les bactéries hétérotrophes.

Le sédiment est le récepteur et le lieu d'évolution des résidus carbonés. La biomasse bactérienne, et le flux de carbone qui y transite, y sont plus élevés. Le retour de cette MO dans l'eau, constitue de l'énergie pour la production d'une biomasse hétérotrophe.

Les concentrations en carbone organique (et en azote organique) diminuent avec la profondeur du sédiment. Cette décroissance de concentration est due à la dégradation microbienne. Le carbone organique du sédiment est constitué par l'apport des

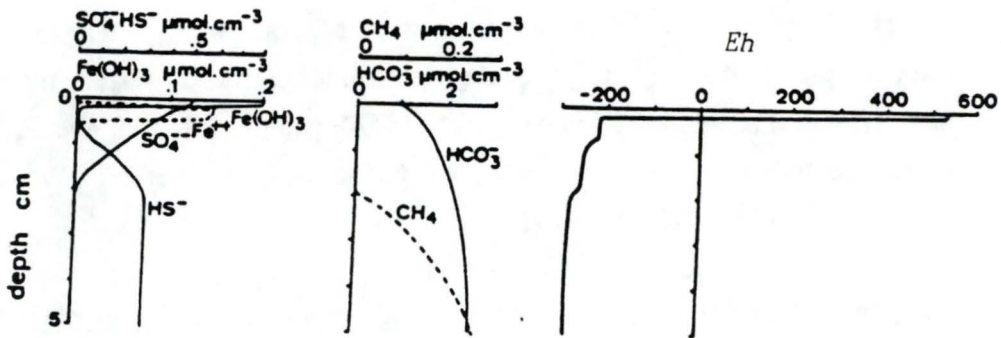


Figure n° 27:

Profil d' oxydoréduction (Eh) en sédiment anoxique, cas de production de méthane et distribution des couples rédox du fer et du soufre (Billen, 1976).

débris organiques de la colonne d'eau.

Les matières organiques les plus stables, réfractaires à l'action microbienne et surtout allochtones, ont une durée de vie très longue (plus de 100 ans); la fraction organique biodégradable, constituée surtout de détritus algaux, est métabolisée et sa concentration décroît rapidement avec la profondeur du sédiment. Selon Brener (1979), la dégradation des matières organiques dans le sédiment se ferait selon une succession d'étapes où la fraction organique la plus réactive se dégrade en premier lieu et la fraction la plus résistante se dégraderait lentement. Avnimelech et Wodka (1988 et 1989) ont étudié l'accumulation et la décomposition des matériaux organiques dans les sédiments d'un réservoir recevant des effluents domestiques.

Le carbone organique augmente avec l'état trophique du système, mais son oxydation complète en  $\text{CO}_2$  n'est pas le seul phénomène: une partie du carbone organique est dégradé en  $\text{CH}_4$  et en autres composants organiques solubles réduits (figure n°27). Ces derniers sont libérés dans l'eau où ils peuvent être réoxydés, consommant ainsi l'oxygène de l'eau.

Il faut donc considérer l'omniprésence des bactéries des sédiments dans la chaîne trophique et apprécier leur contribution à la productivité des eaux douces. La densité bactérienne augmente de 5 à 7 fois dans les premiers cm du sédiment par rapport à l'eau superficielle. Elle décroît rapidement avec la profondeur.

La structure et le fonctionnement de l'écosystème dépendent donc étroitement du métabolisme du sédiment (Wetzel, 1975).

Un sédiment évolue à partir d'un point de départ où l'étang vient d'être inondé. L'accumulation du matériel décomposable dans les sédiments est limitée et, après un certain temps, le système approche une situation d'équilibre où la quantité de matières apportées au sédiment devient suffisamment importante pour que son taux de décomposition soit égal à son taux de sédimentation (Avnimelech et al, 1984). A ce moment, le sédiment a acquis son épaisseur maximale et il récolte les composés organiques en même temps qu'il libère les produits de décomposition vers l'eau, à un taux égal à l'apport de la sédimentation. La diminution de concentration en matières organiques avec la profondeur du sédiment permet de calculer le taux de décomposition; on effectue généralement des profils de concentration à cet effet. Dans un étang, le temps pour atteindre cet état d'équilibre est d'environ 5 ans. Cela peut être important pour la gestion de l'étang, car à partir de ce moment, on estime qu'après 7 ans il apparaît des signes de détériorations de la qualité de l'eau et le renouvellement du fond de l'étang devient alors nécessaire, le sédiment entrerait dans une phase de saturation et de fermentation (Avnimelech et al, 1984).

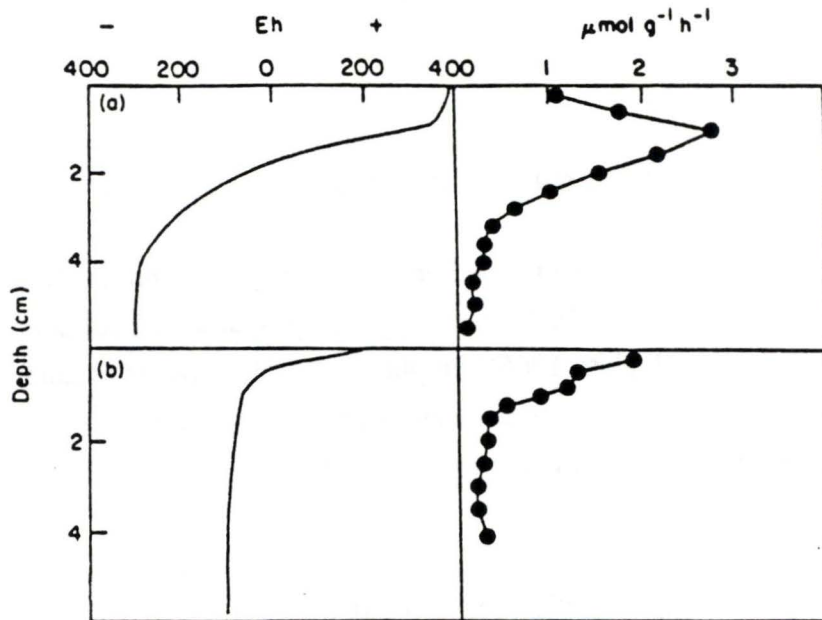


Figure n°29 :

Distribution du potentiel d'oxydoréduction (Eh) et de la nitrate réductase avec la profondeur de sédiments de deux types:  
 a- sédiment de la zone littorale d'un lac  
 b- sédiment d'un lac stratifié eutrophe  
 (Jones, 1979 in Billen 1980).

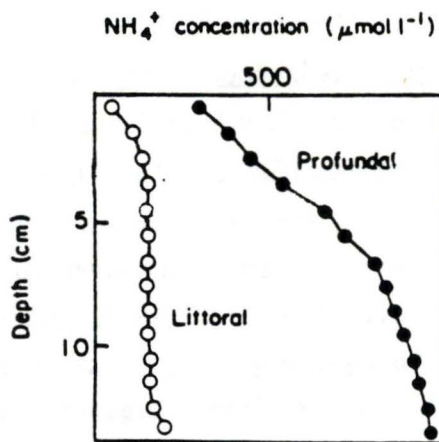


Figure n°30:

Distribution de la concentration en ammonium dans l'eau interstitielle avec la profondeur du sédiment en zone littorale et profonde d'un la stratifié eutrophe (Billen, 1980)

débris organiques de la colonne d'eau.

Les matières organiques les plus stables, réfractaires à l'action microbienne et surtout allochtones, ont une durée de vie très longue (plus de 100 ans); la fraction organique biodégradable, constituée surtout de détritiques algaux, est métabolisée et sa concentration décroît rapidement avec la profondeur du sédiment. Selon Brener (1979), la dégradation des matières organiques dans le sédiment se ferait selon une succession d'étapes où la fraction organique la plus réactive se dégrade en premier lieu et la fraction la plus résistante se dégraderait lentement. Avnimelech et Wodka (1988 et 1989) ont étudié l'accumulation et la décomposition des matériaux organiques dans les sédiments d'un réservoir recevant des effluents domestiques.

Le carbone organique augmente avec l'état trophique du système, mais son oxydation complète en  $\text{CO}_2$  n'est pas le seul phénomène: une partie du carbone organique est dégradé en  $\text{CH}_4$  et en autres composants organiques solubles réduits (figure n°27). Ces derniers sont libérés dans l'eau où ils peuvent être réoxydés, consommant ainsi l'oxygène de l'eau.

Il faut donc considérer l'omniprésence des bactéries des sédiments dans la chaîne trophique et apprécier leur contribution à la productivité des eaux douces. La densité bactérienne augmente de 5 à 7 fois dans les premiers cm du sédiment par rapport à l'eau superficielle. Elle décroît rapidement avec la profondeur.

La structure et le fonctionnement de l'écosystème dépendent donc étroitement du métabolisme du sédiment (Wetzel, 1975).

Un sédiment évolue à partir d'un point de départ où l'étang vient d'être inondé. L'accumulation du matériel décomposable dans les sédiments est limitée et, après un certain temps, le système approche une situation d'équilibre où la quantité de matières apportées au sédiment devient suffisamment importante pour que son taux de décomposition soit égal à son taux de sédimentation (Avnimelech et al, 1984). A ce moment, le sédiment a acquis son épaisseur maximale et il récolte les composés organiques en même temps qu'il libère les produits de décomposition vers l'eau, à un taux égal à l'apport de la sédimentation. La diminution de concentration en matières organiques avec la profondeur du sédiment permet de calculer le taux de décomposition; on effectue généralement des profils de concentration à cet effet. Dans un étang, le temps pour atteindre cet état d'équilibre est d'environ 5 ans. Cela peut être important pour la gestion de l'étang, car à partir de ce moment, on estime qu'après 7 ans il apparaît des signes de détériorations de la qualité de l'eau et le renouvellement du fond de l'étang devient alors nécessaire, le sédiment entrerait dans une phase de saturation et de fermentation (Avnimelech et al, 1984).

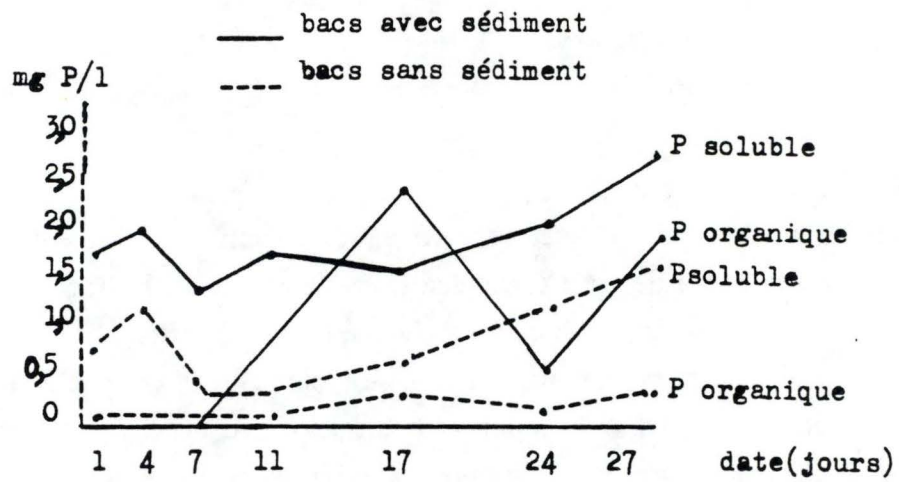


Figure n°28:

Evolution des teneurs en phosphore dissous dans des bacs avec ou sans sédiment. Les faibles valeurs observées dans les bacs avec sédiment montrent les capacités de celui-ci à adsorber le phosphore (Avnimelech et lacher, 1979)

### Les échanges eau-sédiment dans les étangs.

Le sédiment peut servir de récepteur des composants chimiques de l'eau (Avnimelech et Lacher, 1980). D'un autre côté, le sédiment peut servir de source de nutriments pour l'eau (Hepher, 1966). En plus de ce rôle dans les échanges de nutriments et de matières organiques, le sédiment a aussi un rôle important dans la consommation de l'oxygène (Boyd et al., 1978; Shapiro et Zur, 1981).

#### - La minéralisation des N et P organiques.

La dégradation des MO aboutit généralement à la libération de ses constituants azotés et phosphatés sous formes respectivement d'ammonium et d'orthophosphates. Ce sont des processus d'oxydoréduction qui affectent le recyclage de l'azote et du phosphore.

##### 2.5.3.3.a. Le phosphore.

Dans le sédiment, la solubilité du phosphore augmente en conditions réductrices, on assiste alors à des migrations de phosphore vers la surface de l'eau du sédiment. Les conditions rédox ont un effet très marqué sur la solubilisation du phosphore dans les sédiments contenant du sulfate de fer (Avnimelech, 1983).

La présence d'oxyde de Fe dans la couche oxydée du sédiment est souvent considérée comme un facteur majeur contrôlant le cycle du P à cause de leur très forte propriété d'adsorption pour les phosphates (figure n° 28). Dans les couches aérobies du sédiment, lorsqu'elles existent, les phosphates produits par la minéralisation benthique peuvent être piégés; lorsque l'oxygène commence à manquer dans la colonne d'eau, les phosphates sont libérés dans l'eau superficielle (Fillos, 1977; Banoub, 1977).

La réduction du complexe d'hydroxide ferrique se manifeste par une augmentation du pH et la libération des  $PO_4^{3-}$  complexés, d'anions organiques et de silicates. Le gain dans les eaux superficielles procède en deux étapes: la dissociation du P associé aux métaux ( $Fe^{++}$ ,  $Al^{++}$ , ...) donnant lieu ensuite à des phénomènes d'échanges (Bertru, 1980).

Les phosphates sont en interaction étroite avec les structures particulières du sédiment avec lesquelles s'effectuent deux réactions en équilibre: l'adsorption et la désorption. Le comportement d'adsorption et de désorption des phosphates répond à une

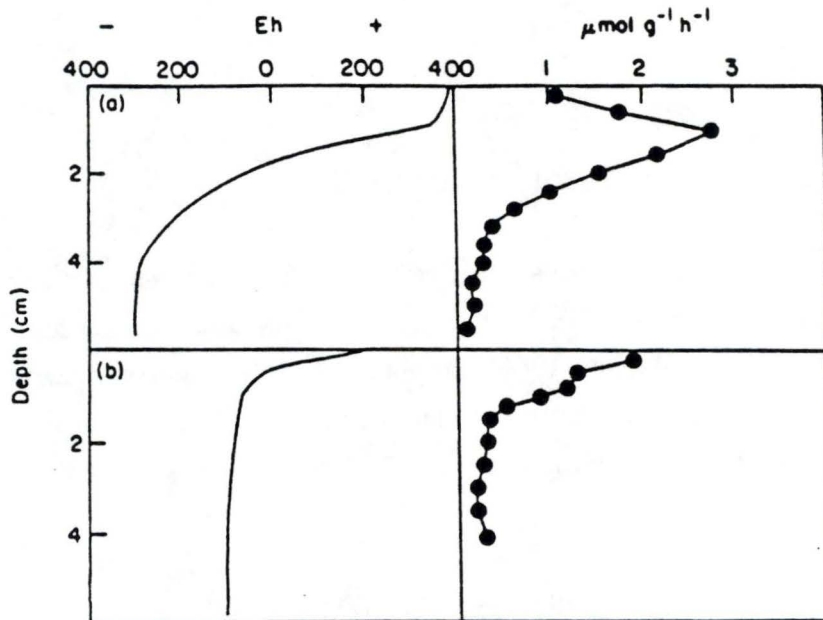


Figure n°29 :

Distribution du potentiel d'oxydoréduction (Eh) et de la nitrate réductase avec la profondeur de sédiments de deux types:  
 a-sédiment de la zone littorale d'un lac  
 b-sédiment d'un lac stratifié eutrophe  
 (Jones, 1979 in Billen 1980).

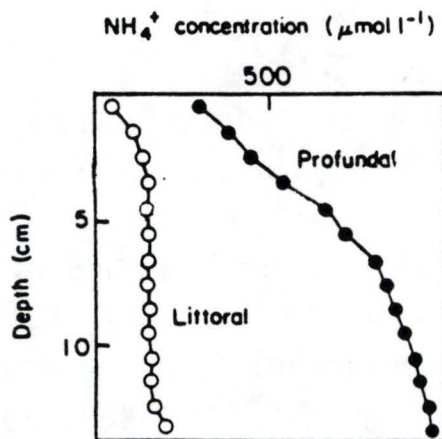


Figure n°30:

Distribution de la concentration en ammonium dans l'eau interstitielle avec la profondeur du sédiment en zone littorale et profonde d'un la stratifié eutrophe (Billen, 1980)

cinétique particulière qui est fonction des facteurs de l'environnement: la température élevée favorise l'adsorption, la salinité élevée favorise la désorption, alors que le pH élevé augmente la désorption des phosphates et diminue leur adsorption à la particule (Tanaka, 1988). Selon la tendance réservée à ces deux phénomènes physiques, le phosphore sera plus ou moins disponible pour la colonne d'eau et donc pour la production primaire.

#### 2.5.3.3.b. L'azote dans les sédiments.

Les sédiments sont importants dans le cycle de l'azote. En anaérobiose, les accepteurs d'électrons minéraux ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Fe}^{+++}$ ,  $\text{SO}_4^{--}$ ) et organiques (méthanogénèse et fermentation anaérobie) se substituent à l' $\text{O}_2$  pour les réactions d'oxydation (Jones, 1982).

Ainsi, la distribution de la nitrate réductase dans la profondeur du sédiment suit une évolution parallèle à celle du potentiel d'oxydoréduction et à celle des nitrates réduits (figure n°29). L'ammonification des MO et la non oxydation des  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{NO}_3^-$  en l'absence d' $\text{O}_2$  font que les  $\text{NH}_4^+$  s'accumulent dans l'eau interstitielle.

L'accumulation d'ammonium est un facteur important pour la qualité de l'eau. Des études menées sur des étangs piscicoles en Israël ont permis d'estimer le taux de dégradation de l'azote organique (Avnimelech et Lacher, 1984). Ainsi, la quantité d'azote organique des 10 premiers cm du sédiment a été évaluée à 880 kg/ha et le taux de minéralisation journalière de cet azote est de 1,6 kg/ha. Donc, l'ammonium potentiellement relargable est d'environ 0,16 mg N/l par jour, pour un sédiment situé à une profondeur de 1m.

En milieu réducteur, les capacités d'échanges diminuent: l'anaérobiose fait que les colloïdes échangeurs de cations sont déficitaires en charges négatives ce qui permet la libération (ou la non fixation) des  $\text{NH}_4^+$  sur ces derniers (Bertru, 1980). On constate donc un enrichissement des sédiments en  $\text{NH}_4^+$  en anaérobiose dû à la désorption des colloïdes, ou à cause des réductions dissimilatives des nitrates (figure n°30).

Les sédiments hébergent de nombreuses réactions à médiation microbienne importantes dans le cycle de l'azote: la nitrification, la dénitrification,...

Le processus de nitrification est particulièrement important dans les sédiments, les germes nitrifiants y sont beaucoup plus nombreux que dans l'eau: ce sont les premiers centimètres du sédiment qui, par la nitrification, fournissent la plus grande partie des nitrates qui seront dénitrifiés: 90 % de la dénitrification se fait dans le premier centimètre du sédiment, là où l'oxygène est rare, les nitrates et les matières organiques y

sont abondantes ; elle est optimale lorsque le sédiment présente une succession de poches oxygénées et désoxygénées où la nitrification des premières fournit les nitrates aux secondes où ils sont dénitrifiés: souvent, nitrification et dénitrification coexistent dans le sédiment et la dénitrification y intervient pour 11% à 27% de la consommation totale en  $\text{NO}_3^-$  (Nielsen et al., 1990).

L'activité des bactéries dans le sédiment est un composant majeur pour la création des conditions réductrices, anoxiques du sédiment. Cela enrichit le sédiment en nutriments et stimule la production bactérienne.

#### 2.5.4. Conclusion.

Les sédiments constituent un compartiment très important pour le fonctionnement de l'écosystème étang du point de vue du cycle de la matière et du flux de l'énergie. Il est donc utile de les étudier dans le cadre de la fertilisation des étangs consacrés à la pisciculture.

Le compartiment benthique reçoit la quasi totalité de la chaîne détritique et, grâce à la médiation bactérienne (et fongique), celle-ci est utilisée pour assurer la génération des éléments nutritifs minéraux et organiques. Les bactéries dégradent les MO mortes en produits assimilables par les algues et, par leur propre biomasse, sont une source alimentaire pour le zooplancton (Schroeder, 1978).

La gestion des sédiments et des bactéries devrait faire l'objet d'une attention particulière pour l'utilisation de techniques culturales adaptées favorisant une meilleure disponibilité des éléments stockés au moment où le milieu en a besoin (Martin, 1987).

### 3. CONCLUSION

L'étang de pisciculture, en tant qu'écosystème fait face aux interactions multiples et complexes entre ses différentes composantes. Essentiellement caractérisé par son fonctionnement et sa dynamique, il présente de nombreux avantages par rapport à l'écosystème terrestre.

L'aquaculture apparaît comme un espoir nouveau de faire progresser la production alimentaire à un coût énergétique et économique acceptable, face à la demande en protéines toujours croissante de la population mondiale. En effet, on projette un

triplement de la population humaine pour les 50 prochaines années, alors que déjà 500 millions de personnes sont en état de sous-nutrition protidique (Kinne, 1980). En plus, il y a les problèmes de surexploitation et d'extinction des stocks, de la rupture des équilibres des écosystèmes agricoles suite à leur surexploitation, et du gaspillage monstre qui se fait actuellement en terme d'énergie et de matières, sans compter la détérioration des écosystèmes mondiaux par les pollutions devenues un phénomène international.

L'aquaculture, encore peu développée actuellement, serait une nouvelle source de protéines à exploiter, grâce aux avantages du poisson par rapport aux autres animaux domestiques, comme source de transformation la plus efficace de l'énergie en protéines animales directement exploitables par l'homme (Micha, 1981).

L'aquaculture vise à intensifier la production d'une espèce désirée par l'utilisation optimale du flux de l'énergie passant dans le système, à l'aide de techniques extensives, semi-intensives et intensives.

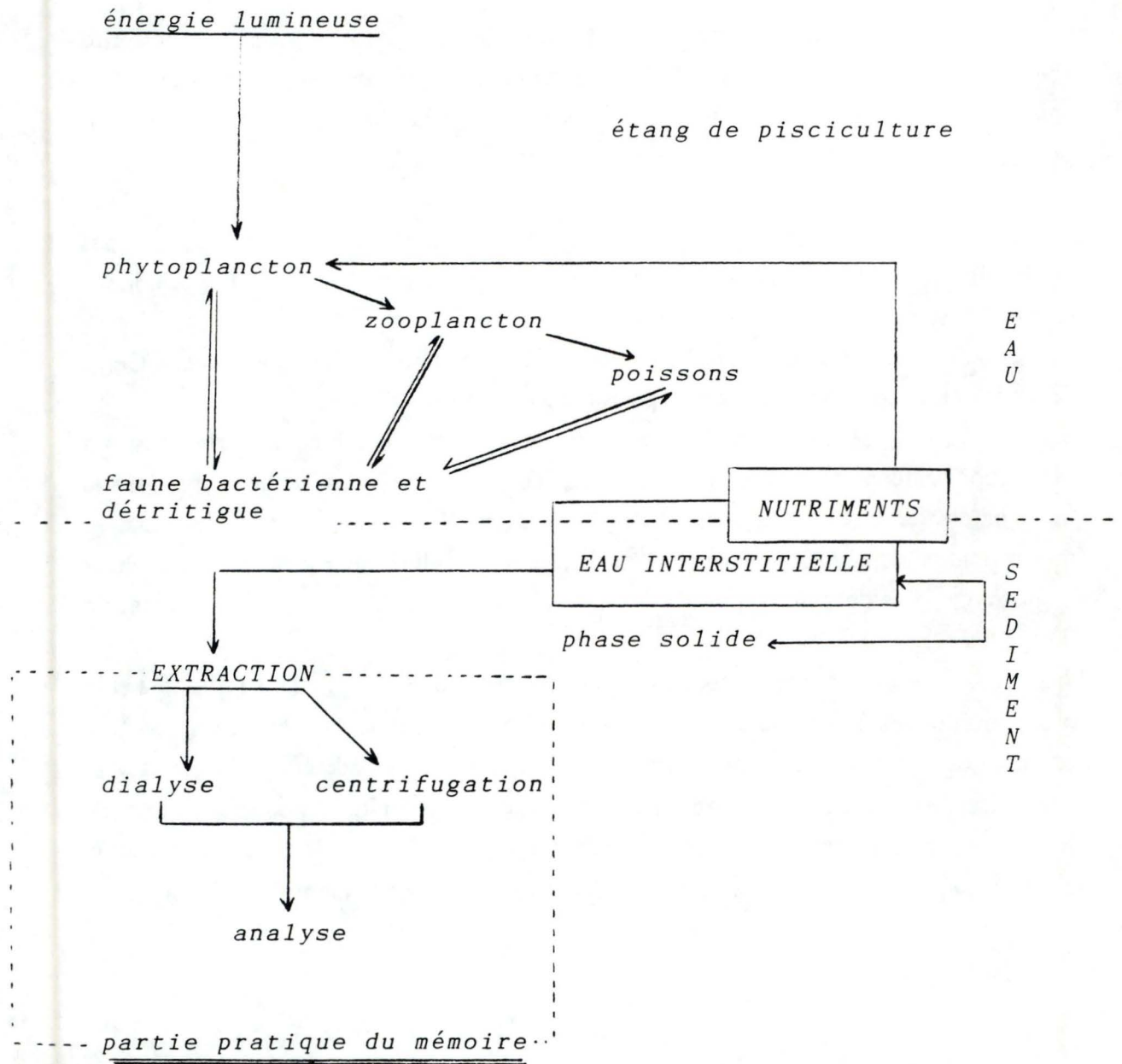
La rentabilisation du système peut se résumer en quelques mots: "Gérer l'eutrophisation pour la production de poisson au moindre coût" (Billard, 1990).

L'énergie entre dans le système grâce aux producteurs primaires. La production primaire détermine la production de l'ensemble de l'écosystème étang. Dans le but d'améliorer la nourriture naturelle du poisson, il est important que le flux de transformation de la matière et de l'énergie soit préférentiellement orienté. Le pisciculteur dispose de plusieurs moyens à cet effet (fertilisation, alimentation, association d'espèces,...).

On reconnaît de plus en plus l'importance du sédiment dans l'équilibre et la production des étangs. L'eau interstitielle du sédiment et l'eau libre de l'étang sont en équilibre, de nombreux échanges de nutriments et de matières s'opèrent entre ces eaux et l'interface. Afin d'étudier cette eau interstitielle, plusieurs techniques visant à l'extraire de son contenant sédimentaire ont été développées. Deux d'entre elles, la dialyse et la centrifugation, font l'objet d'une étude détaillée dans le cadre de ce mémoire.

---

Figure n°1:  
Situation de la partie pratique du mémoire.



## II- PARTIE EXPERIMENTALE

Etude et comparaison de deux techniques d'extraction de l'eau interstitielle du sédiment: application au cycle de l'azote en étang de pisciculture fertilisé.

### I. INTRODUCTION.

Certains étangs de pisciculture, dont ceux qui serviront à nos expérimentations, sont enrichis en fertilisants organiques et, pour des raisons de gestion de cet écosystème, il est nécessaire de bien comprendre le fonctionnement du cycle de l'azote et en particulier ses étapes de minéralisation. Les sédiments jouent un rôle très important dans ce processus, par leur capacité de transformation et d'échange avec la colonne d'eau. L'étude est consacrée à la phase aqueuse du sédiment: l'eau interstitielle. Cette dernière sert de vecteur aux échanges d'ions survenant entre le sédiment et l'eau surnageante. Elle se trouve donc en équilibre ionique continué réglé par les échanges, les apports, les conditions de pH, d'oxydoréduction, de température,...

#### 1.1. Les objectifs.

L'étude de l'eau interstitielle est rendue difficile à la fois pour des problèmes méthodologiques (séparation de l'eau du sédiment) et analytiques (analyse des substances dissoutes dans cette eau).

Les techniques testées et comparées lors des manipulations sont la dialyse et le carottage /centrifugation/ filtration en sédiment, en tant que méthodes d'extraction de l'eau interstitielle du sédiment. La figure n°1 indique la position de cette étude pratique par rapport à l'écosystème étang.

Dans ce cadre, le but du travail proposé est de :

1. Comparer et analyser de façon critique les résultats fournis par les deux méthodes d'extraction de l'eau interstitielle du sédiment (la dialyse et la centrifugation).
2. Définir les avantages et les inconvénients respectifs et les limites d'emploi de ces deux méthodes.

Pratiquement, le travail comprend:

#### 1° une partie de terrain.

(Les expériences sont conduites en étang de pisciculture extensive, soit en enclos fertilisés de façon contrôlée, soit hors de ces enclos (eau libre) qui servira de témoin).

#### 2° Une partie de laboratoire:

(Ces travaux seront axés sur l'étude du comportement de plaques à dialyse et s'effectueront en aquarium). Les données fournies par les expériences de laboratoire

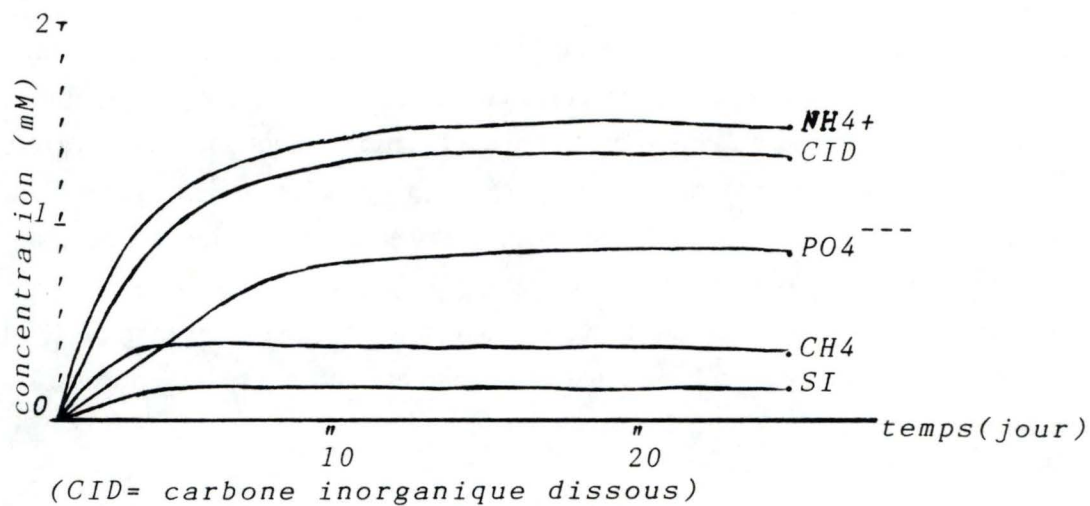


Figure n°2:

La cinétique de l'équilibration d'une espèce dissoute en dialyse en sédiment est de type Michaelis-mentem.

permettront de mieux cadrer les expériences *in situ* et viendront éclairer les résultats obtenus sur le terrain.

## 1.2. Deux techniques courantes d'extraction de l'eau interstitielle du sédiment

On connaît l'importance des mécanismes de libération des nutriments à partir de l'eau interstitielle du sédiment vers la colonne d'eau pour la productivité de celle-ci. L'échantillonnage de l'eau interstitielle d'un sédiment doit répondre à de nombreuses exigences. En effet, l'eau récupérée doit conserver au plus possible les caractéristiques acquises *in situ*. L'eau interstitielle ainsi échantillonnée pourra alors être analysée (concentrations en nutriments, pH, conductivité,...) et les résultats fournis selon les méthodes d'extraction seront comparés.

### 1.2.1. La dialyse.

La technique de dialyse a été appliquée pour l'échantillonnage de l'eau interstitielle par Mayer et Hesslein (1976). Elle est basée sur le principe de diffusion de substances dissoutes au travers d'une membrane perméable suivant un gradient de concentration. L'eau interstitielle est une solution de substances dissoutes. Si on la sépare d'un compartiment contenant de l'eau déminéralisée par une membrane perméable, les substances dissoutes diffusent au travers de la membrane passivement vers le milieu le moins concentré jusqu'à ce que les concentrations de part et d'autre de la membrane soient identiques, à ce moment, l'équilibre osmotique est atteint. Si la concentration d'un des compartiments est modifiée, l'équilibre est rompu, ce qui se solde automatiquement par une migration des substances dissoutes (et de l'eau) jusqu'à un nouvel équilibre. La cinétique de dialyse est souvent de type "Michaëlis - Mentem". L'augmentation de la concentration dans le compartiment de concentration nulle au départ comprend deux phases au cours du temps: une phase de croissance rapide où la diffusion des espèces au travers de la membrane est rapide, et une phase de ralentissement et de stabilisation lorsque l'équilibre est atteint (figure n°2).

Si le milieu extérieur est d'un volume infini par rapport au milieu intérieur (dialysé), la concentration obtenue à l'équilibre reflète théoriquement la concentration de l'eau interstitielle en substances dissoutes: ce sont deux concentrations que l'on compare pour déterminer le "pourcentage d'équilibration (PE)" lors d'une cinétique, il est maximal en condition d'équilibre. On le calcul de la manière suivante:

Tableau n°1:

Evolution schématique des concentrations en une espèce dissoute dans deux compartiments séparés par une membrane perméable.

CA = concentration en espèce A dissoute

I = compartiment le plus concentré au départ

II = compartiment de concentration nulle au départ

situation au temps 0:

I:  $CA I = x$

II: eau déminéralisée,  $CA II = 0$

Au temps T, diffusion de I vers II:

$CA II = y$

$CA I = x - y$

Situation d'équilibre:

$CA II = x - z$

$CA I = z$

$CA I = CA II$

si  $C_{in}$  = la concentration du compartiment à dialyse au temps.

et  $C_{out}$  = la concentration de l'eau interstitielle au même instant

$$PE = \frac{C_{in}}{C_{out}} * 100$$

Comme " $C_{in}$ " au temps 0 est nulle (eau déminéralisée), le PE augmente à partir du point 0 jusqu'à ce que " $C_{in}$ " = " $C_{out}$ " (équilibre). Si le milieu extérieur est limité, les concentrations obtenues à l'équilibre sont en fait une moyenne des concentrations au départ (tableau n°1).

En général, sur le terrain comme au laboratoire, les paramètres qui influent la cinétique de dialyse sont:

- Les coefficients de diffusion des substances étudiées, leur charge et leur volume moléculaire hydraté, leurs degrés d'adsorption et de désorption à la phase solide du sédiment.

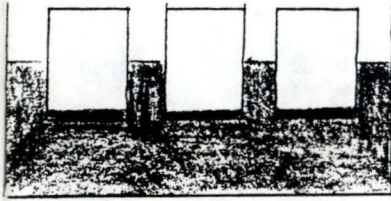
- Le type de membrane (cellulose, polysulfone,...), la porosité de la membrane (de 0,2 à 1  $\mu m$ ), et sa capacité d'adsorber ou de relarguer telle ou telle substance,...

- Les facteurs de l'environnement extérieur: température, pression osmotique, porosité du sédiment et conditions biochimiques de ce dernier (respiration, fermentation...) (Favarger et Gallerini, 1988).

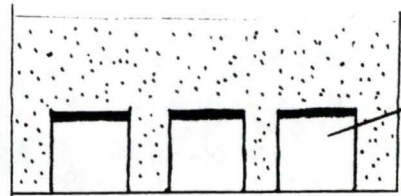
Les espèces suivies lors de nos manipulations sont les substances azotées dissoutes:  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$ , N total ainsi que les pH et conductivité.

### 1.2.2. La centrifugation suivie de filtration.

La centrifugation s'effectue sur un échantillon de sédiment prélevé au moyen de diverses techniques: carottage, benne à sédiment,... Ces techniques ne permettent pas d'extraire directement l'eau interstitielle du sédiment *in situ*, comme le fait la dialyse, elles prélèvent du sédiment dans son intégralité: l'eau interstitielle + les matières déposées. La centrifugation sépare des composés de densité différente en suspension dans un liquide. Ainsi, la phase solide du sédiment, et en premier lieu les particules les plus denses, va précipiter et la phase liquide formera le surnageant. Après la centrifugation, le surnageant est récupéré par une filtration: il s'agit de l'eau interstitielle extraite qui va pouvoir être analysée. Le paramètre le plus important dans la centrifugation est la vitesse de rotation imposée à l'échantillon; plus celle-ci est élevée et plus les éléments de faible densité et de petite taille pourront être séparés. Toutefois, une vitesse trop élevée peut provoquer des variations physiques et chimiques de l'échantillon (fractionnement de particules,



A-aquarium à sédiment



B-aquarium eau d' étang

flacon à  
dialyse

Figure n°3:

Positionnement des flacons à dialyse dans l' eau ou le sédiment. Dans le sédiment (A), les flacons sont orientés de sorte que la membrane soit au contact du sédiment, enfoncée à environ 2 cm de profondeur.

variation de pression,...). Le choix de la bonne vitesse est donc basé sur un compromis pour obtenir une séparation des phases "solide/ liquide" optimale.

## 2. MATERIEL ET METHODES

### 2.1. Matériel.

#### 2.1.1. Matériel de laboratoire.

Le matériel décrit ci-après est destiné à l'étude du comportement des membranes à dialyse *in vitro*. Les manipulations effectuées en laboratoire sont décrites selon un même schéma: dans un aquarium contenant soit du sédiment, soit de l'eau d'étang préalablement enrichie en azote, on fait incuber des cellules à dialyse remplies au départ d'eau déminéralisée et désinfectée. L'évolution des concentrations en espèces azotées dissoutes est suivie au cours du temps, à l'intérieur et à l'extérieur de la cellule à dialyse.

Le sédiment est prélevé dans un étang de 1 m de profondeur situé dans la région des Dombes, à 30 Km au Nord de Lyon, France (annexe n°1). Le prélèvement se fait à l'aide d'une drague à main à fond plat, et le sédiment est conservé en glacière jusqu'à son utilisation.

L'eau est également prélevée dans cet étang et gardée en glacière jusqu'au laboratoire.

Le matériel de dialyse comprend plusieurs éléments. La cellule de dialyse consiste en un flacon de verre de 130 cm<sup>3</sup> recouvert d'une membrane perméable offrant une surface d'échange de 8 cm<sup>2</sup> (rapport surface/volume = 0,061 cm). La porosité de la membrane est de 0,2 µm. Le type de membrane est de fabrication Gelman, HT Tuffryn en polysulfone.

Pour les manipulations en laboratoire, nous disposons de deux types d'aquarium: deux d'une capacité de 12 l. et quatre d'une capacité de 4 l.

Les produits d'enrichissement sont les suivants: (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> pour l'ammonium, KNO<sub>3</sub> pour les nitrates et NaNO<sub>2</sub> pour les nitrites.

Le dispositif complet consiste à placer dans les aquariums, contenant un volume d'eau et de sédiment connu; enrichi à des doses connues en azote dissous, les cellules à dialyse sont enfoncées dans le sédiment de sorte que les membranes offrent leur surface d'échange au milieu à extraire (figure n° 3).

## 2.1.2. Matériel de terrain.

### 2.1.2.1. Présentation du site.

L'étang sur lequel les expériences ont été menées se situe dans la région des Dombes, en France. Cet étang fait partie d'un ensemble d'unités d'étangs consacrés à l'élevage de poissons et se rencontrent sur l'ensemble du territoire. La Dombes se situe dans le département de l'Ain et est la plus grande région piscicole française avec une superficie de 12.000 hectares. L'exploitation des étangs y fonctionne en système agro-piscicole, basé sur la pratique de l'assolement. L'étang est maintenu sous eau pendant 3 ans et est placé en condition d'assec tous les cinq ans et demi en moyenne, 82 % des étangs sont concernés.

Durant la phase d'inondation, la pisciculture est pratiquée: principalement l'élevage de Cyprinidae, les espèces produites sont de faible valeur marchande à l'état brut mais permettent une forte productivité à faible coût. Le poisson bénéficie pour sa croissance de l'alimentation naturelle de l'étang, souvent stimulée par une fertilisation de type organique.

Durant la période d'assec, les grandes surfaces libérées par l'eau sont mises en culture. Il s'agit la plupart du temps de cultures céréalières de maïs et d'avoine, établies pour une période de un à deux ans. Elles bénéficient des vases fertiles qui se sont formées lors de l'inondation. En fin de cycle cultural, les déchets végétaux laissés sur place constituent un apport de matières organiques végétales qui seront recyclées dans les étangs. 73 % des étangs mis en assec reçoivent une culture (en annexe n°1: caractéristiques de la pisciculture en Dombes).

L'étang étudié est un petit plan d'eau de 200 m<sup>2</sup> de surface pour une profondeur d'eau ne dépassant pas 1 m. Ce bassin fait l'objet d'une gestion classique aux étangs de Dombes depuis des décennies (chaulage, fertilisation organique,...).

Son sédiment y est caractéristique:

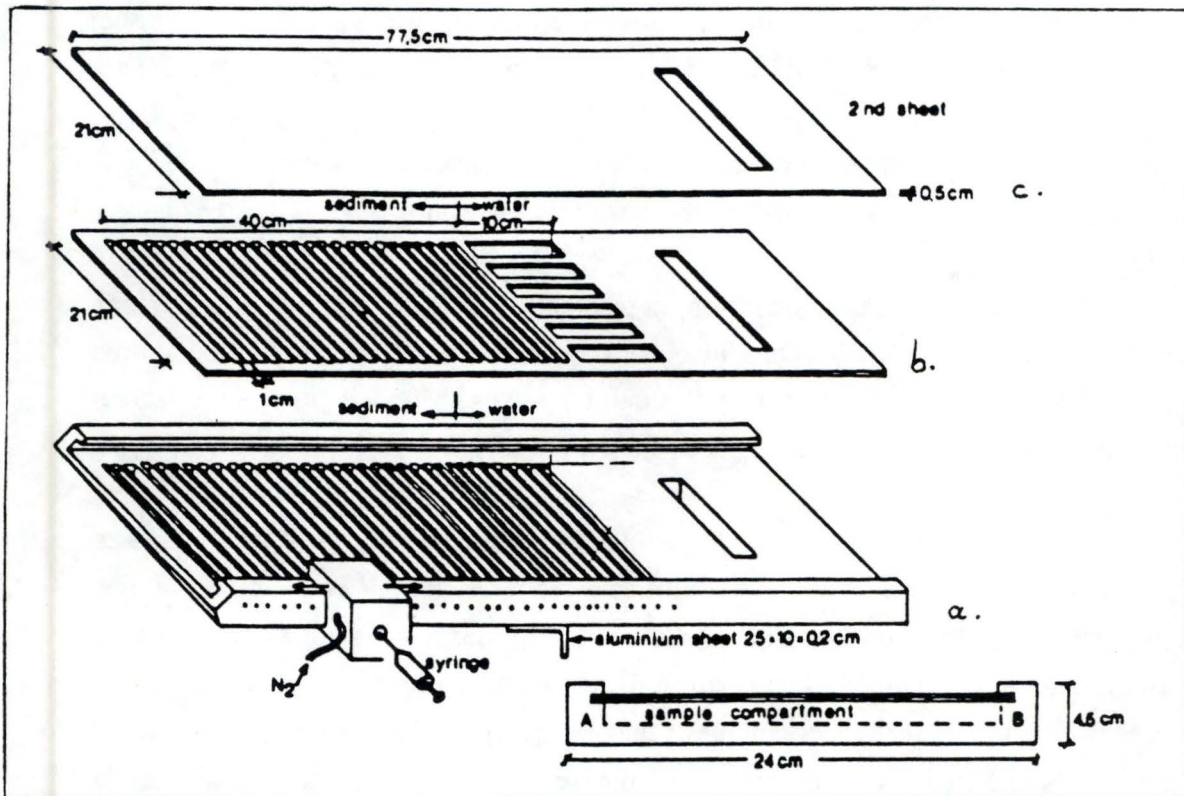
pour la composition en carbone organique: 2,1 % du poids sec;

en azote total : 0,25 % du poids sec ;

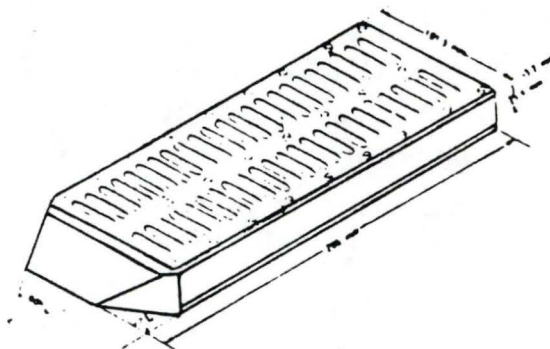
pour le rapport C/N: 8,4.

Sa composition granulométrique en fait un sédiment de type argilo-limoneux,

Figure n°4:  
 Exemple d' un diffuseur en vue éclatée  
 a-support percé de logettes  
 b-couvercle  
 c-membrane( se place entre le support et le couvercle)  
 "The interstitial water sampler MEMOCEL"



Plaque à dialyse complète telle que nous l'utilisons sur le terrain; selon le modèle de Simon et al(1985)



les particules se répartissent selon leur diamètre, en pourcentage par rapport au nombre total des particules:

$d > 2 \text{ mm}$	: 0 %
$2 \text{ mm} > d > 500 \text{ } \mu\text{ m}$	: 1 %
$500 \text{ } \mu\text{ m} > d > 200 \text{ } \mu\text{ m}$	: 2 %
$200 \text{ } \mu\text{ m} > d > 50 \text{ } \mu\text{ m}$	: 13 %
$d < 50 \text{ } \mu\text{ m}$	: 84 %

#### 2.1.2.2. Le matériel de dialyse.

L'étude cinétique de la dialyse *in situ* se fera à l'aide d'un matériel semblable à celui utilisé lors des manipulations de laboratoire: une membrane à dialyse recouvrant un flacon rempli au départ d'eau déminéralisée.

La réalisation du profil de concentration en fonction de la profondeur se fait à l'aide d'un matériel plus élaboré: le dispositif employé consiste en un diffuseur appelé plaque à dialyse (annexe n°2). Il s'agit d'une plaque en plexiglas percée de logettes rectangulaires superposées: les cellules à dialyse. Les dimensions de la plaque à dialyse sont les suivantes: longueur = 37,5 cm, largeur = 17,5 cm, épaisseur = 1,5 cm.

Les logettes se répartissent en deux rangées sur 29,5 cm de la longueur de la plaque; les dimensions d'une logette sont: longueur = 7 cm; largeur = 0,5 cm; épaisseur = 1 cm; volume = 3,5 cm<sup>3</sup>; surface d'échange = 3,5 cm<sup>2</sup> et un rapport surface/volume de 1 cm<sup>-1</sup>.

Il y a 30 logettes par rangée donc 60 logettes au total, espacées de 0,4 cm. Elle sont recouvertes d'une membrane d'une porosité de 0,2  $\mu\text{ m}$ , de même type que celle utilisée au laboratoire. La membrane est maintenue sur le diffuseur par un couvercle percé de rectangles superposant les logettes de surface égale. Les logettes sont initialement remplies d'eau déminéralisée. L'ensemble du montage (figure n°4) est ensuite enfoncé verticalement dans le sédiment où les échanges par diffusion avec les cellules à dialyse s'établissent.

#### 2.1.2.3. Echantillonnage du sédiment brut: le carottage.

Le carottage permet de découper verticalement des échantillons de forme parallélépipédique dans le sédiment (les "carottes"). L'appareil se compose d'une carcasse métallique rectangulaire de section carrée, c'est un système tubulaire pourvu d'une fermeture assez complexe. (La description détaillée et l'utilisation du carottier sont reprises en annexe n°3). Le carottier que nous utilisons est un petit modèle (type carottier à main) (figure n°5). Ses dimensions sont les suivantes (carottier de fabrication CEMAGREF): hauteur totale: 150 cm; hauteur maximale de la carotte: 96 cm; largeur extérieure: 6,5 cm;

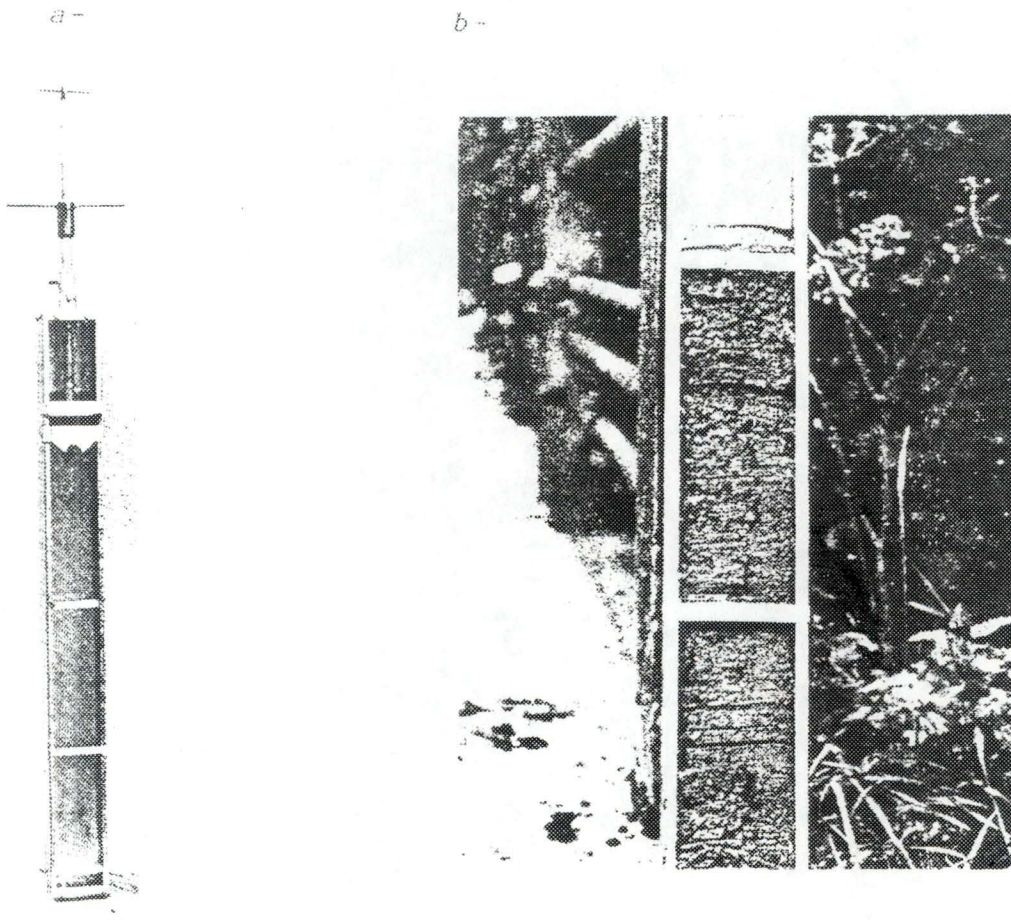


Figure n°5:

- a- photographie du carottier à main.
- b- vue d'un échantillon de sédiment prélevé à l'aide d'un carottier à main.

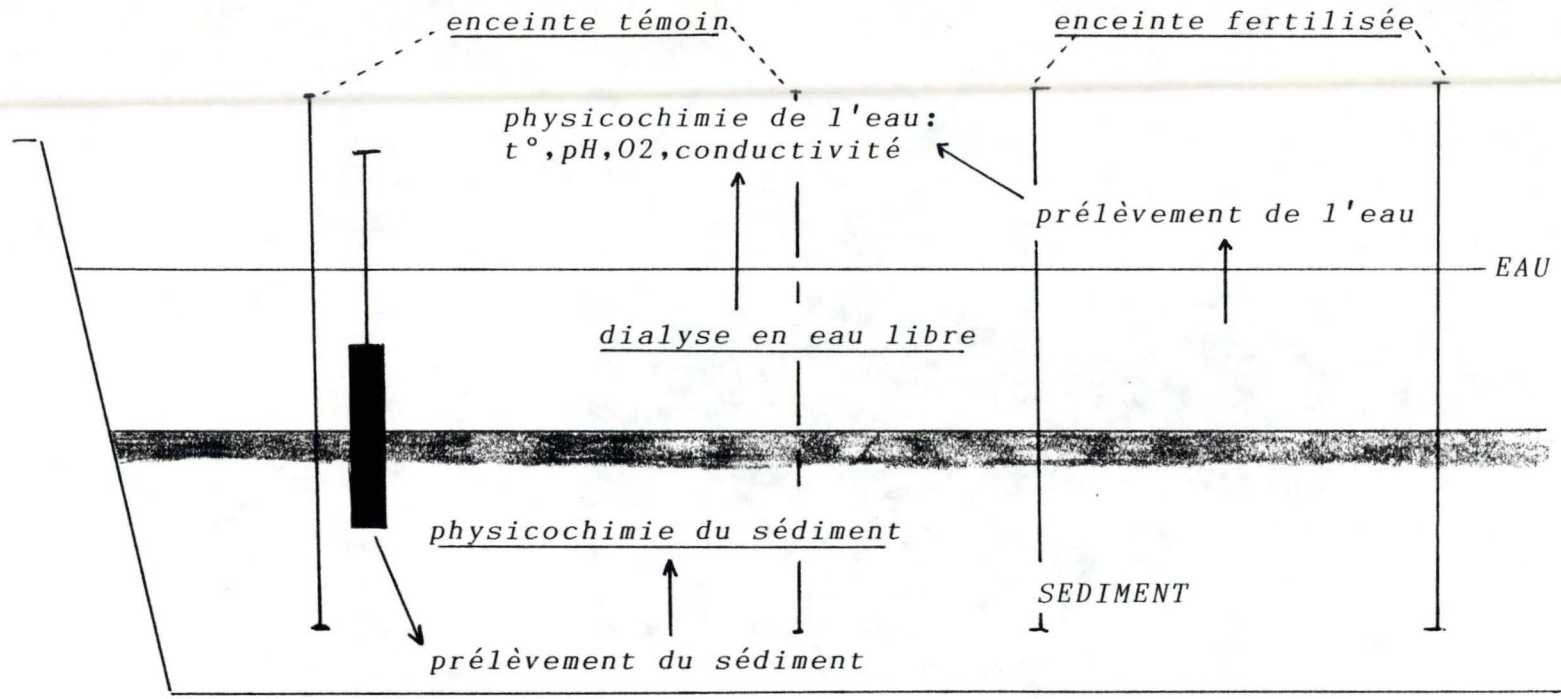


Figure n°6:  
Description des enceintes

largeur intérieure: 4,5 cm; profondeur extérieure: 6 cm; profondeur intérieure: 5,5 cm. En général, on recupère une carotte de 20 cm de haut, soit un échantillon de sédiment de 500 cm<sup>3</sup> environ.

L'échantillon extrait par le carottier est ensuite centrifugé et filtré afin d'extraire son eau interstitielle.

La filtration se fait sous vide. Une première filtration élimine les particules les plus grosses et se fait sur filtre GFC en microfibre de verre (Whatman) de 11 cm de diamètre. Une seconde filtration (ou filtration fine) permet d'éliminer la phase microparticulaire de l'eau grâce à un filtre de nitrate de cellulose (Whatman) de 47 mm de diamètre et d'une porosité de 0,2  $\mu$  m.

#### 2.1.2.4. L'aménagement du terrain: Les enceintes.

L'étude cinétique se fait en milieux partiellement contrôlés, délimités dans l'étang: les enceintes. Nous disposons de deux enceintes dont l'une organiquement fertilisée. Elles sont constituées de parois translucides circulaires et renferment un volume d'eau de 1m<sup>3</sup> environ, enfoncées verticalement dans le sédiment qui se retrouve, lui aussi, délimité sur une certaine profondeur. Le fertilisant utilisé dans une de ces enceintes est de la fiente de caille déshydratée, provenant de la Dombes (région fortement productrice de volaille et d'effluents de volaille), riche en substances azotées, surtout NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Des sondes se trouvent dans ces enceintes et permettent de mesurer les paramètres physicochimiques de l'eau ,en continu et à différentes profondeurs. La figure n°6 schématise les enceintes et énonce les manipulations dont elles feront l'objet.

## 2.2. Méthodes.

### 2.2.1. Traitement des échantillons.

Le principe général des manipulations effectuées sur le terrain ne diffère pas fondamentalement de celles opérées *in vitro*. Les expériences sont conduites en étang de pisciculture organiquement fertilisé et consistent à l'exploiter parallèlement de deux techniques d'extraction de l'eau interstitielle: la dialyse *in situ* et le carottage suivi de la centrifugation / filtration.

### 2.2.1.1. Les opérations menées sur le terrain.

La première étape consiste à prélever les échantillons d'eau et de sédiments bruts. L'eau est puisée directement dans l'étang ou dans les enceintes. Le sédiment est prélevé à l'aide d'un carottier ou d'une drague à sédiments. La drague à sédiments est un appareil permettant de prélever des dépôts sur une grande surface mais le sédiment ne conserve en rien sa structure initiale.

Le sédiment prélevé par carottage conserve mieux sa structure (la stratification verticale du sédiment en horizon est relativement conservée). De l'ensemble de la carotte, on récupère généralement la partie supérieure: les 10 premiers cm sont sélectionnés, le reste de la carotte est abandonné.

Remarque: On sait que l'activité maximale du sédiment du point de vue des processus biologiques et des échanges avec la colonne d'eau se rencontre dans la couche supérieure du sédiment, qui est également la zone la plus fluide du sédiment et celle qui contient le plus d'eau interstitielle. Vu sa grande importance dans les interactions avec l'eau libre, l'interface sédiment-eau est la fraction la plus importante à récupérer.

Les échantillons de sédiments ainsi prélevés sont placés dans des récipients adaptés pour la centrifugation.

Des mesures sont directement pratiquées sur le terrain: la température, l'O<sub>2</sub>, le pH sont notés systématiquement dans l'étang, les enceintes, au niveau de la colonne d'eau et du sédiment.

La seconde étape consiste à récupérer les flacons à dialyse, après ou en cours d'équilibration: les flacons et les plaques à dialyse déposés dans le milieu sont récupérés après un temps déterminé.

Au départ, nous disposons de deux types d'échantillons: les échantillons bruts d'eau et de sédiment d'une part, et l'eau des flacons à dialyse d'autre part. Ces deux types d'échantillons seront traités au laboratoire.

### 2.2.1.2. Les opérations menées en laboratoire.

L'eau brute est filtrée dès son arrivée au laboratoire. La filtration se fait sous vide à 0,2  $\mu$  m. Cette filtration débarasse l'eau de ses particules solides et des micro-organismes (algues et bactéries) . Le filtrat est alors conservé en chambre froide à 4°C avant d'être analysé.

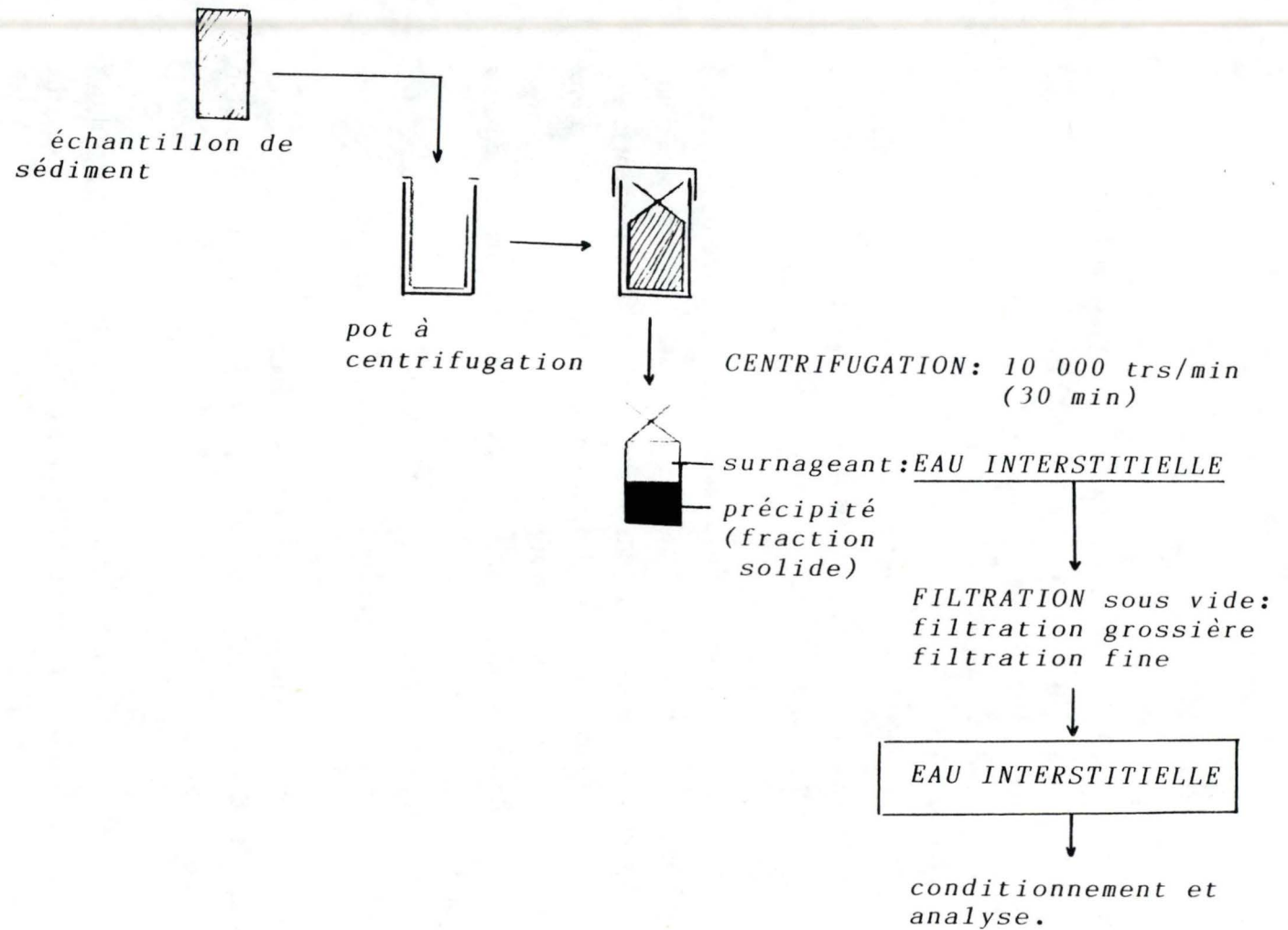


Figure n°7:

Traitement d'un échantillon prélevé par carottage:  
 La centrifugation et la filtration des échantillons  
 de sédiment.

Le sédiment est d'abord centrifugé. Nous disposons de récipients cylindriques pouvant contenir jusqu'à 300 g de sédiment. Afin de pouvoir plus facilement récupérer l'eau extraite, le sédiment est placé en sachet plastique solidement fermé. La vitesse de centrifugation sélectionnée est de 10.000 tours/ minute pendant 30 minutes, vitesse jugée par expérience comme la plus performante pour la centrifugation du sédiment. La fraction particulaire est ainsi séparée de la fraction aqueuse (figure n°7). L'eau ainsi extraite est chargée de particules solides ayant échappé à la sédimentation accélérée et doit donc être filtrée: une filtration grossière permet d'isoler les particules les plus grosses de l'eau, particules inertes mais aussi du zoobenthos, principalement des oligochètes. Une filtration fine à 0,2  $\mu$  m élimine les microparticules et les microorganismes de l'eau interstitielle. Cette dernière est alors conservée à 4°C jusqu'à son analyse.

L'eau extraite par dialyse peut être directement stockée à 4°C. La membrane qui sépare l'intérieur de la cellule à dialyse de l'extérieur étant d'une porosité de 0,2  $\mu$  m, il est inutile de la filtrer.

## 2.2.2. Méthodes d'analyse et de mesure.

Les échantillons d'eau dont nous disposons vont être analysés du point de vue physico-chimique (conductivité, pH) et du point de vue des substances azotées dissoutes:  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ , N total. Les protocoles d'analyse détaillés sont repris en annexe.

### 2.2.2.1. La conductivité.

La conductivité est la mesure de la conductance électrique d'une colonne d'eau délimitée par deux électrodes de platine parallèles. La mesure s'effectue à l'aide d'un conductimètre équipé d'un dispositif de compensation de la température. Il permet, par lecture directe, d'obtenir une bonne appréciation de la conductivité à la température de référence. Cette correction simultanée de la mesure en fonction de la température est importante car la conductivité en dépend: la température de référence pour l'expression de sa valeur est de 20°C. La conductivité est une propriété physique de l'eau qui est directement proportionnelle à la concentration en ions dissous. Dans nos résultats, la conductivité électrique est exprimée en micro-Siemens par cm, la mesure est effectuée avec une précision au micro-Siemens près.

La conductivité est un paramètre important à noter dans les phénomènes de dialyse car elle indique la charge de l'eau en ions dissous et son évolution, au cours d'une mise à l'équilibre par exemple.

#### 2.2.2.2. Le pH

La mesure du pH se fait à l'aide d'un pH mètre à lecture digitale étalonné avant l'emploi. Les mesures sont effectuées avec une précision au dixième d'unité de pH près.

Remarque: A cause de CO<sub>2</sub> atmosphérique, une eau pure en contact avec l'air ne sera jamais à pH neutre (7). La forme acide est dominante et le pH tournera aux alentours de 5,5. Ainsi, au début d'une dialyse, l'eau déminéralisée que contient la cellule à dialyse est à pH 5,5, très rapidement, ce pH devrait être modifié, témoignant des processus de diffusion.

Le pH dépend également du cycle de l'azote (le NH<sub>4</sub><sup>+</sup> réagit comme un acide sous certaines conditions,...).

#### 2.2.2.3. Analyses chimiques de l'eau.

Le dosage des formes azotées dissoutes de l'eau est basé sur le principe de la spectrophotométrie. La lecture des concentrations est basée sur la loi de Lambert-Beer énonçant la relation de proportionnalité linéaire entre la densité optique, lue pour une longueur d'onde adéquate absorbée préférentiellement par la molécule à doser, et la concentration de cette molécule dans l'échantillon.

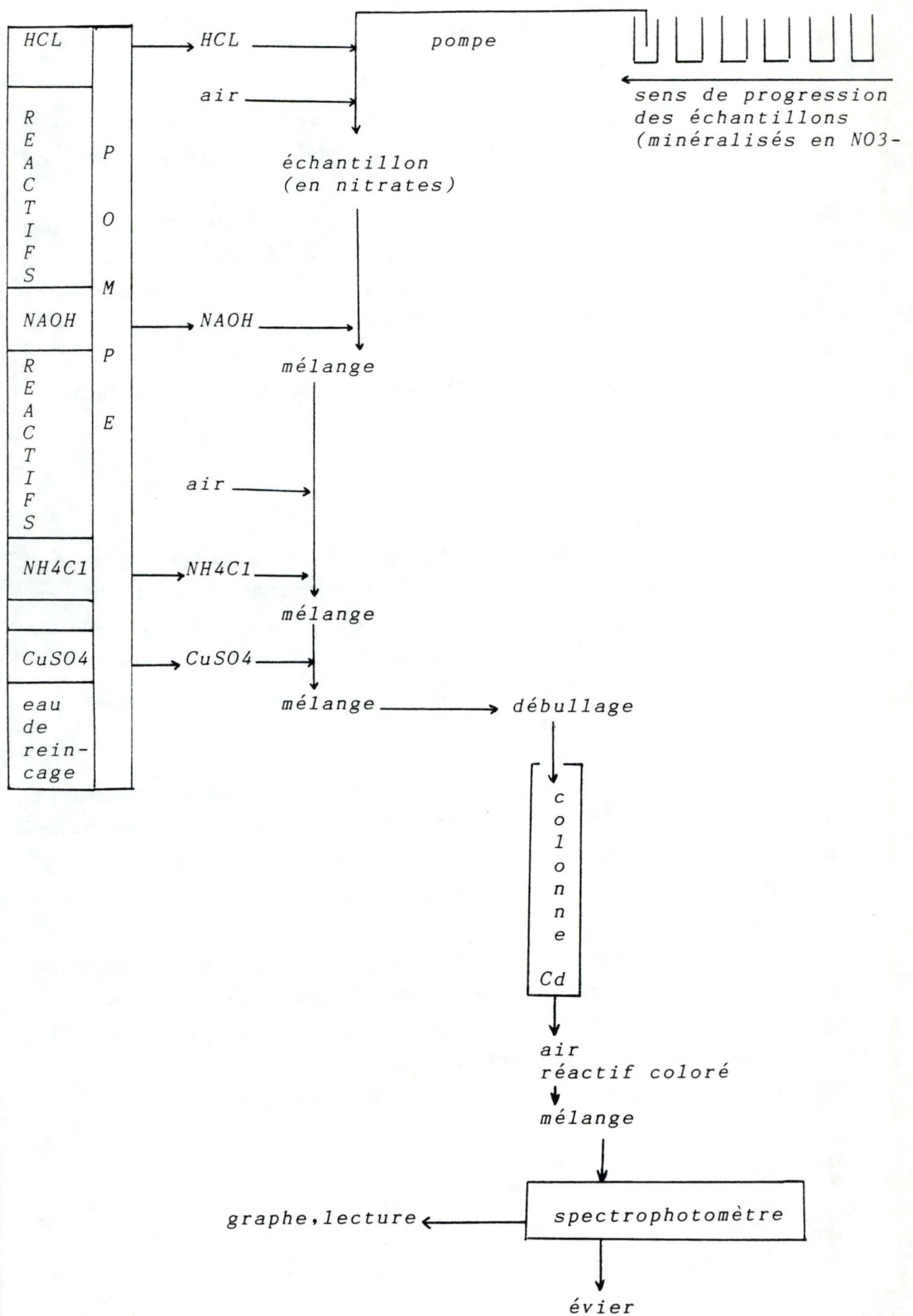
##### a. Dosage des ions ammonium (annexe n°5).

L'azote ammoniacal est dosé selon la méthode spectrophotométrique au bleu d'indophénol (norme AFNOR T 90-015). Cette technique est basée sur la réaction des ions ammonium, du phénol et de l'hypochlorite aboutissant, en milieu alcalin et en présence de catalyseur, à la formation d'un composé type indophénol, de coloration bleue et visible au spectro-photomètre à 630 nm.

La méthode connaît des interférences: avec l'eau trouble (nécessite une filtration préalable des échantillons et leur dilution) ou avec de l'eau colorée (matières organiques...) avec des sulfures, si leur concentration exprimée en S<sup>-2</sup> est supérieure à 2 mg/l, et avec tous les réducteurs en concentration élevée.

Remarque: [ NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ] exprimée en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> = 1,29 [NH<sub>4</sub><sup>+</sup>] exprimée en N.

Figure n° 8:  
Le technicon autoanalyser ou l' analyse en flux continu.



b. Dosage des nitrites (Norme AFNOR T 90013) (annexe n°6)

La diazotation de l'acide sulfonique par les nitrites d'une solution à doser en présence de (1- Naphtyl) éthylène diamine aboutit à la formation d'un complexe rose mesurable au spectrophotomètre à une longueur d'onde de 54 nm. La limite inférieure dosable est de 10 mg/l et la relation "densité optique/ concentration" est linéaire de 0 à 0,5 mg/l. La turbidité et la coloration de l'eau sont source d'interférences.

Remarque:  $[NO_2^-]$  exprimée en  $NO_2 = 3,29 [N02]$  exprimée en N.

c. Dosage des nitrates et de l'azote total (annexe n°7)

L'analyse de l'azote total et des nitrates se fait au technicon autocanalyseur: cet appareil est un dispositif permettant d'effectuer mécaniquement un ensemble de manipulations aboutissant à la lecture spectrophotométrique de l'azote total (minéralisé en  $NO_3^-$  puis réduit en  $NO_2^-$ ) des nitrates (réduits en  $NO_2^-$ ), et des nitrites (lus directement). Ce dispositif automatique a l'avantage de permettre le dosage d'un grand nombre d'échantillons en une fois. La technique sera développée plus en détail ci-après. Elle est fréquemment utilisée lors d'analyses de routine.

L'azote total : la méthode utilisée dans nos manipulations permet de doser rapidement l'azote total (azote minéral + azote organique dissous) dans des eaux peu chargées, pour des concentrations s'étalant entre 0,05 et 2,00 mg/l en azote, en excluant l'azote gazeux (Norme AFNOR T 90 023).

L'azote contenu dans l'échantillon est oxydé en nitrates par une solution alcaline de persulfate à 120 °c. Ces nitrates sont ensuite réduits en nitrites par passage sur une colonne garnie de granulés de cadmium-cuivre (Amstrong et al, 1967). Les nitrites sont alors dosés selon le processus signalé au point b.

Le dosage proprement dit se fait par une lecture en flux continu qui permet la réalisation successive des étapes de réduction (colonne cadmium-cuivre), de diazotation (coloration) et de lecture spectrophotométrique (densité optique ---> concentration). Ces trois étapes sont communes aux deux dosages: azote total et nitrates; elle sont précédées par l'étape de la minéralisation, propre au dosage de l'azote total.

Les échantillons (minéralisés si on dose l'azote total) sont placés les uns à la suite des autres sur un plateau tournant d'où ils sont pompés successivement. Dans l'appareil, chaque échantillon est séparé du précédent et du suivant par une bulle d'air. Ils sont chacun à leur tour mélangés aux réactifs dans un ordre approprié pour être réduits pour participer à la diazotation et enfin passer au spectrophotomètre (figure n°8).

La méthode du dosage de l'azote total est soumise aux interférences: les composés organiques contenant de l'azote inclus dans les cycles organiques complexes, des liaisons de type H - N = C, ainsi que les liaisons azote-azote ne sont que partiellement dégradés en NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Les nitrates (annexe n°8): Le dosage des nitrates se fait par une méthode semblable à celle du dosage de l'azote total si ce n'est qu'ils ne subissent pas de traitement préalable à la soude. La valeur que l'on obtient est en fait la somme des teneurs en nitrates et nitrites: lors de l'étape de réduction, les nitrates sont réduits en nitrites et les nitrites au départ dans l'échantillon restent tels quels. Il faut donc soustraire à la valeur obtenue la concentration en nitrites pour chaque échantillon.

La limite inférieure de sensibilité pour la détection des nitrates est de 0,03 mg/l; la courbe Do/Cc est linéaire pour les points 0 à 5 mg/l.

Remarque: [NO<sub>3</sub><sup>-</sup>] exprimée en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> = 4,43 [NO<sub>3</sub><sup>-</sup>] exprimée en N.

### 2.2.3. Résumé des étapes, manipulations et principes.

Les traitements et les dosages effectués concernent systématiquement tous les échantillons. Le schéma suivant montre la succession des étapes suivies par les échantillons d'eau et de sédiments aboutissant à leur analyse chimique et physico-chimique.

TERRAIN			LABORATOIRE		
étang- enceintes			aquarium		
eau brute	eau dialysée	sédiment brut	sédiment brut	eau brute	eau dialysée
	flacon ou plaque à dialyse	carottage	benne à sédiment		flacon
filtration	-	centrifugation + filtration		filtration	-
EAU					
<u>analyse</u> : pH, conductivité, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N tot.					

### Les manipulations:

\* Laboratoire: Etude du comportement des membranes à dialyse *in vitro*.

La première manipulation: "Cinétique de la dialyse *in vitro*" a pour but d'évaluer le temps approximatif d'équilibration des concentrations externes et internes aux cellules à dialyse, de suivre l'évolution du pourcentage d'équilibration (PE) au cours du temps et de vérifier l'évolution des concentrations internes à la cellule par rapport à l'évolution cinétique théorique de type "Michaelis-Mentem".

La seconde manipulation: "Influence de la température sur la cinétique de la dialyse *in vitro*" a pour but de déceler l'influence des différentes températures imposées sur la vitesse d'équilibration des concentrations des substances azotées dissoutes lors d'une dialyse. Selon la théorie, la température devrait augmenter la vitesse d'échange au travers de la membrane à dialyse. "L'influence des variations de la pression osmotique sur une dialyse à l'équilibre" est un aspect abordable dans le cadre de ces deux premières manipulations.

\* Terrain: "Etude du comportement des membranes à dialyse *in situ* et comparaison des techniques d'extraction de l'eau interstitielle du sédiment: dialyse et centrifugation".

La première partie n'est pas bien différente de celle menée en laboratoire puisqu'il s'agit de suivre la cinétique de la dialyse. La seconde partie repose sur la réalisation d'un profil de concentration sur la profondeur du sédiment à l'aide des deux méthodes d'extraction.

Remarque importante: En laboratoire comme sur le terrain, nous effectuerons des dialyses en eau libre. Cette opération pourrait à priori sembler inutile: l'eau d'étang peut être prélevée directement puis filtrée et analysée, manipulations à côté desquelles l'emploi de la dialyse constitue une somme considérable de manipulations. En fait le but d'une dialyse en eau libre n'est pas l'étude des caractéristiques de l'eau mais l'étude du phénomène de dialyse en lui-même. Une dialyse n'a de sens véritable que lorsqu'elle est pratiquée en sédiment, en équilibre avec l'eau interstitielle. Or, en sédiment, la dialyse est plus lente et l'hétérogénéité du milieu masque parfois certaines particularités du processus. C'est donc dans un but essentiellement pratique d'accélérer le phénomène et de s'isoler des variations propres au milieu sédimentaire que la dialyse en eau libre est pratiquée.

### 3. RESULTATS

#### 3.1. Etude de comportement de la membrane à dialyse "in vitro".

##### 3.1.1. Cinétique de la dialyse "in vitro".

###### a. Principe de la manipulation.

###### a.1. Dispositif.

En aquarium à sédiment: 8 Kg de sédiments sont pesés et déposés au fond d'un aquarium pour former une couche de 10 cm d'épaisseur, enrichi en azote minéral dissous puis mélangé.

En aquarium à eau: 12 l d'eau d'étang sont déversés dans un aquarium pour atteindre une hauteur de 25 cm environ. L'eau est enrichie au même titre que le sédiment.

Remarque: contrairement au milieu naturel, l'eau et le sédiment sont en aquarium séparé.

Les doses d'enrichissement sont les suivantes:  $\text{NH}_4^+ + 7 \text{ mg/l}$

$\text{NO}_3^- + 3 \text{ mg/l}$

$\text{NO}_2^- + 1 \text{ mg/l}$

Ces concentrations ont été empiriquement choisies afin que celles attendues dans nos échantillons soient légèrement supérieures à celles observées dans les étangs fertilisés.

###### a.2. Démarche suivie.

15 cellules à dialyse (flacon + membrane) sont placées dans chaque aquarium, une cellule par aquarium sera retirée chaque jour à la même heure. Dans le sédiment, les cellules sont enfoncées, membrane orientée vers le bas, de 2 cm.

Parallèlement, l'eau libre de l'aquarium à eau d'étang sera prélevée journalièrement à la même heure. De même que l'eau interstitielle sera extraite du sédiment par centrifugation un jour sur quatre. Ces deux eaux seront filtrées à  $0.2 \mu\text{m}$  et seront comparées à l'eau dialysée afin de calculer le pourcentage d'équilibration.

Le but de cette première expérimentation est d'observer la cinétique d'équilibration dans les cellules à dialyse, le temps d'expérience dure 15 jours; à température ambiante (20 à 25°C).

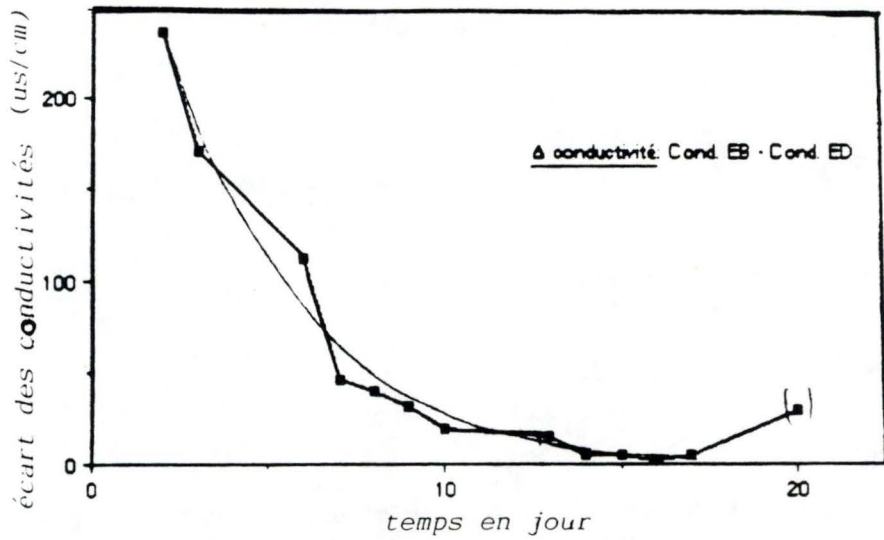


Figure n°10:  
Evolution de l'écart des conductivités entre l'eau des flacons à dialyse et l'eau extérieure, au cours du temps.

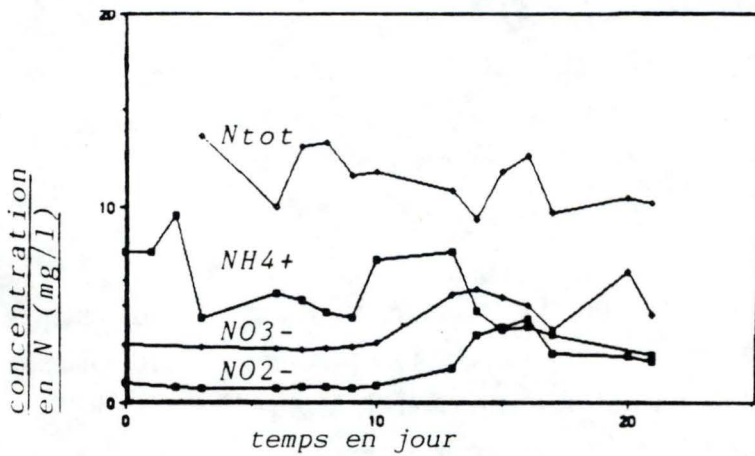


Figure n°11:  
Suivi des concentrations en azote dissous ( $N_{tot}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ) à l'extérieur du compartiment à dialyse (milieu out), au cours du temps.

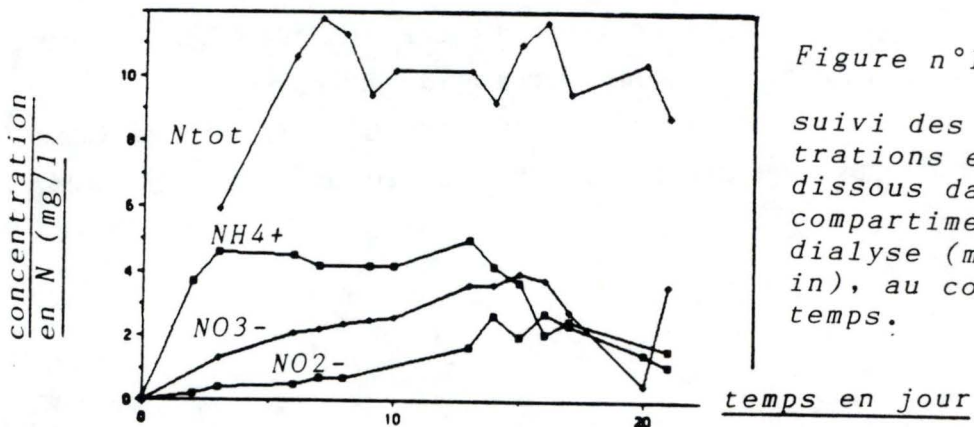


Figure n°12:  
suivi des concentrations en azote dissous dans le compartiment à dialyse (milieu in), au cours du temps.

### a.3. Les mesures effectuées.

Paramètres physico-chimiques: pH, conductivité, température.

Azote dissous:  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , N tot.

On notera l'évolution des concentrations et du pourcentage d'équilibration du temps 0 au temps final.

### b. Résultats (annexe n°9-a)

\* a) En ce qui concerne les paramètres mesurés sur l'eau d'étang:

Convention: lorsque nous parlerons de valeurs "in", il s'agira d'un paramètre mesuré à l'intérieur de la cellule à dialyse et d'une valeur "out" lorsqu'il s'agira d'un paramètre extérieur, afin de bien discerner chaque compartiment.

La conductivité "in" augmente rapidement puis la tendance se stabilise et n'évolue plus que faiblement durant le reste du temps. Parallèlement, on constate une décroissance de la conductivité "out" (annexe n°10). La différence entre les conductivités "in" et "out" évolue selon une exponentielle décroissante et devient minimale au bout du 14<sup>ème</sup> jour, moment à partir duquel les deux conductivités évoluent ensemble, dans une gamme de valeur très proche (figure n°10).

Les figures 11 et 12 retracent l'évolution des formes azotées "in" et "out". La concentration en ammonium "out" est la forme azotée la plus abondante (conformément à la dose d'enrichissement, elle avoisine les 10 mg/l-N) mais elle décroît ensuite, surtout vers le 12<sup>ème</sup> jour. La valeur "in" croît très rapidement et s'égalise à la valeur "out" après 5 jours, ensuite, ces deux valeurs semblent évoluer parallèlement, selon une tendance décroissante (figure n°13). Le taux d'équilibration (figure n°14) est supérieur à 95 % dès 4 jours, le plateau n'est pas stable et il oscille entre 100 et 60 %. La vitesse de transfert des  $\text{NH}_4^+$  au travers de la membrane est calculée pendant les 4 premiers jours: elle augmente de 33 % par jour par rapport à l'extérieur.

L'azote total (N tot) oscille à l'extérieur; "in", la phase de croissance est bien marquée sur 7 jours environ, puis la teneur "in" suit d'assez près les teneurs "out" (figure n°15). Le taux d'équilibration dépasse 95 % après 5 à 6 jours et le plateau est plus stable, il se maintient entre 80 % et 100 % (figure n°16 (p 57<sup>b</sup>)). L'azote total "in" augmente de 25 % par jour en 4 jours (phase de croissance). NB: on ne tient pas compte du dernier point dans l'interprétation.

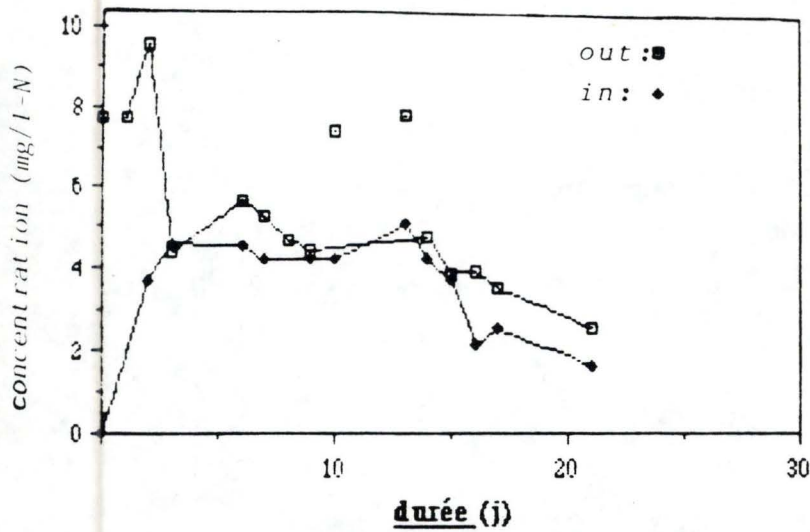


Figure n° 13

Evolution des concentrations dans le compartiment "in" en  $\text{NH}_4^+$  parallèlement aux concentrations dans le compartiment "out", au cours du temps, (expérience en eau d' étang)

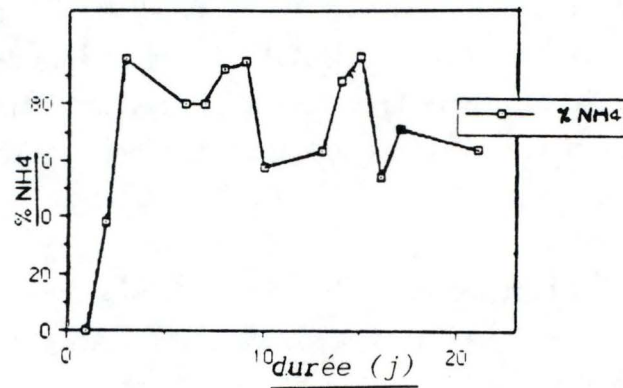
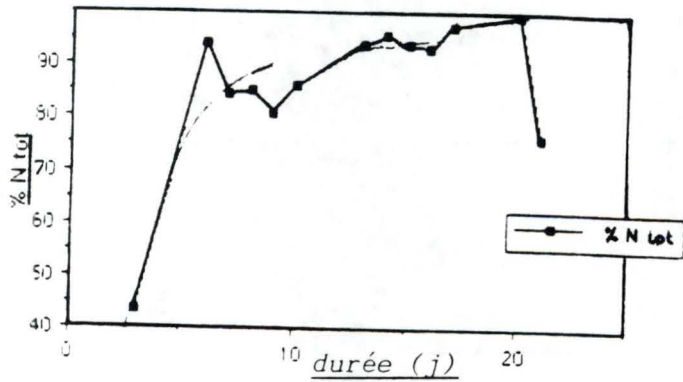
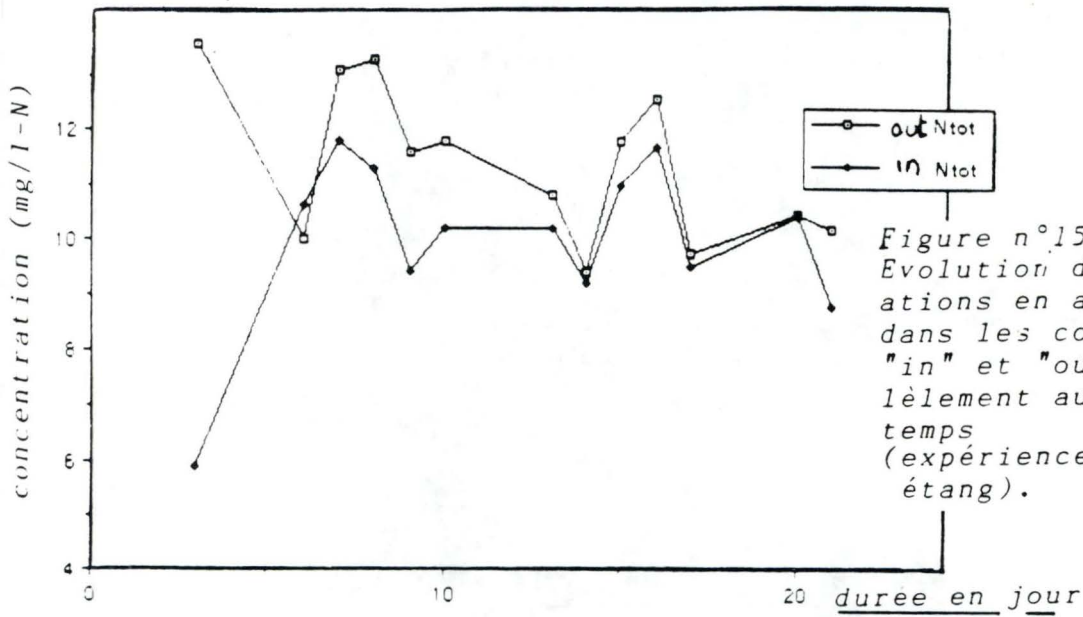


Figure n° 14:

Croissance et évolution du taux d'équilibration (%  $\text{NH}_4^+$ ) au cours du temps d'une dialyse, (expérience en eau d' étang).



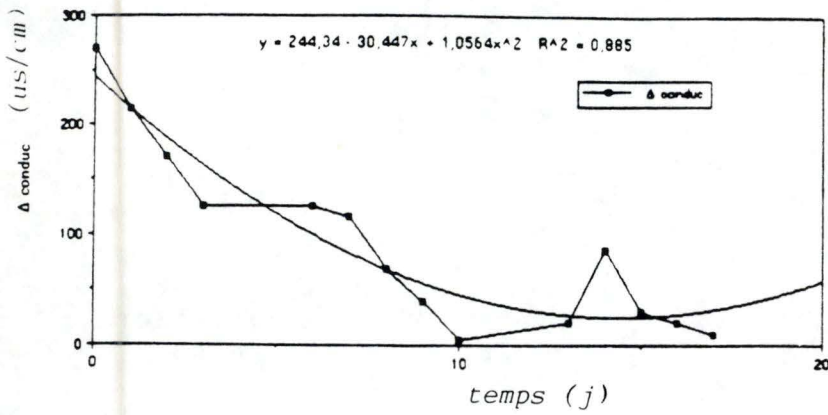


Figure n° 17:  
Suivi de la différence des conductivités "in" et "out" au cours du temps dans le sédiment.

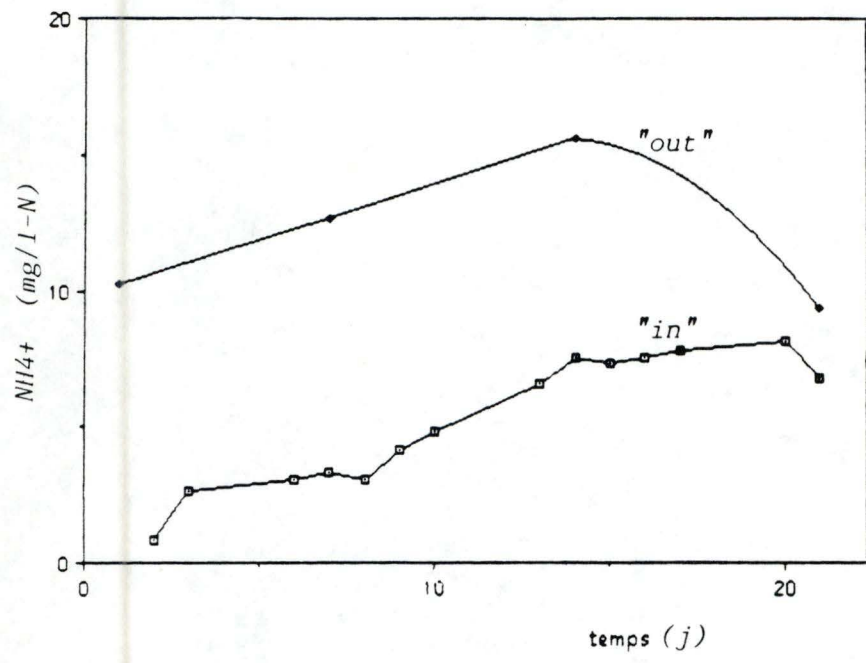


Figure n° 18:  
Evolution parallèle des concentrations en NH4+ "in" et "out" au cours du temps, dans le sédiment.

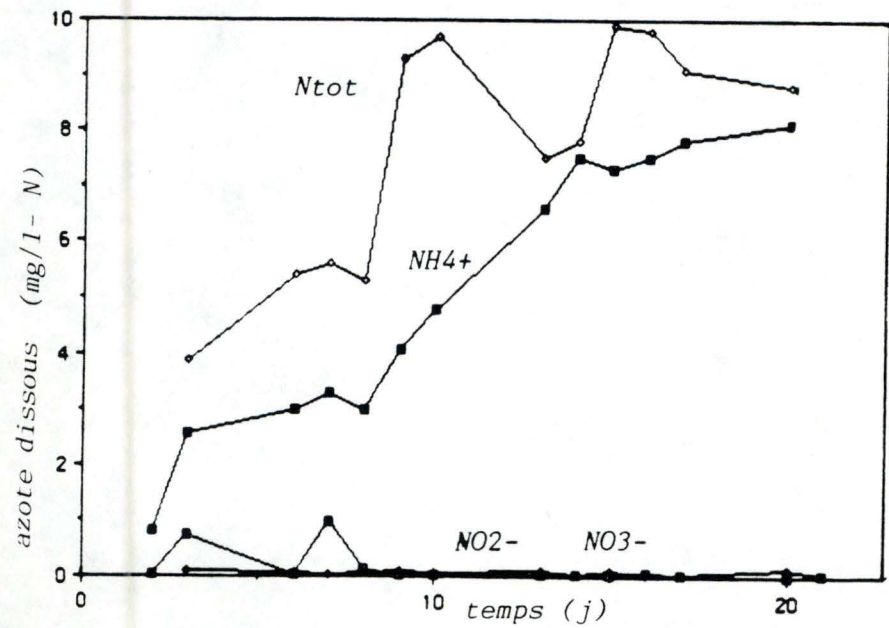


Figure n° 19:  
Suivi des concentrations "in" en azote dissous au cours du temps dans le sédiment.

La concentration en nitrate "out" (figure n°11) croît aux environs du 10<sup>ème</sup> jour alors que la phase de croissance "in" (figure n°12) s'étend sur 15 jours jusqu'à un maximum très bref suivi d'une diminution rapide de la concentration, le parallélisme "in/out" n'est plus observé. La concentration "in" des 10 premiers jours augmente de 9 % par jour par rapport à la concentration extérieure, ce qui est très lent comparé aux NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et N<sub>tot</sub>.

La concentration "out" en NO<sub>2</sub><sup>-</sup> est la plus faible et ne dépasse pas 5 mg/l-N et l'évolution en dialyse est encore plus lente que pour les nitrates.

\*b) En ce qui concerne les paramètres mesurés en sédiment:

Convention: les valeurs "out" sont issues de mesures concernant l'eau interstitielle du sédiment extraite par centrifugation/ filtration.

On observe une nette augmentation de la conductivité "out", la phase de croissance de la conductivité "in" dure 14 jours, puis elle se stabilise à la valeur de la conductivité "out". Enfin, la valeur "in" reste constante et ne répond pas à l'augmentation extérieure. La différence des conductivités "in" et "out" suit une exponentielle décroissante au cours du temps (figure 17). On remarque toutefois une irrégularité plus prononcée dans l'allure de la courbe par rapport à une dialyse en eau libre.

Les concentrations "out" en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> sont très élevées, elles augmentent linéairement et oscillent entre 15 et 10 mg/l-N. La teneur en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> "in" augmente et atteint un maximum de 9 mg/l-N après 14 jours et s'y stabilise. Celle-ci reste toujours inférieure à la concentration "out", le plateau observé n'est donc pas celui de l'équilibre (figure n°18).

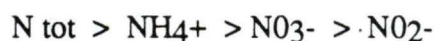
Les teneurs en NO<sub>2</sub><sup>-</sup> "out" et "in" décroissent très rapidement et finissent par disparaître. Ainsi, pour les nitrites comme pour les nitrates, les concentrations d'un côté comme de l'autre sont tellement faibles qu'il serait difficile d'y déceler une quelconque évolution (figure n°19).

c) Discussion.

La conductivité témoigne de l'apparition de charges dans les flacons à dialyse, son évolution est typique d'une dialyse. On estime que l'équilibre est atteint lorsque la différence des conductivités "in/out" est minimale. En sédiment ou en eau, on l'obtient après 10 ou 12 jours d'incubation. Pour le sédiment, la phase de stabilisation est moins nette, de même pour les autres paramètres: cette irrégularité est attribuée à l'hétérogénéité du milieu sédimentaire, à la présence de microzones et de foyers d'activité

biologique disséminés, créant des conditions physico-chimiques géographiquement variables.

Conformément aux doses d'enrichissement, les concentrations "out" des formes azotées dissoutes s'échelonnent en importance:



En eau libre "out" la nitrification serait responsable de la décroissance de la teneur en  $NH_4^+$  (avec l' assimilation) parallèlement à l'augmentation de celles en  $NO_3^-$  et  $NO_2^-$ . La dénitrification agit dans le sédiment, elle est capable de faire disparaître plus de 50 % de l'azote oxydé ( $NO_2^-$  et  $NO_3^-$ ) du milieu. L'enrichissement du sédiment en  $NH_4^+$  résulterait de la minéralisation des matières organiques qui s'y trouvent en abondance.

En dialyse "in", les tendances générales de croissance et de stabilisation s'observent dans tous les cas, avec des variations inhérentes au milieu extérieur. Même si l'équilibre n'est pas atteint dans les délais expérimentaux, les meilleurs résultats sont donnés par le  $NH_4^+$ , le  $N_{tot}$  et la conductivité. Cette dernière est à retenir pour déceler l'équilibre des autres formes dissoutes: il y aurait une correspondance entre le temps d'équilibration des conductivités "in/out" et celui des formes azotées dissoutes ( $\pm 12$  jours en eau).

Le  $N_{tot}$  évolue essentiellement à cause du  $NH_4^+$  (azote minéral le plus abondant). L'azote total est le plus stable en milieu "out": l'azote est biologiquement transformé sous une forme ou une autre de sorte que la somme des teneurs respectives reste plus ou moins constante (sauf en cas de dénitrification). Le  $N_{tot}$  "in" réagit le mieux aux variations "out", les deux valeurs restent proches et l'équilibre est maintenu (alors qu'on assiste à une rupture d'équilibre plus ou moins rapide pour les formes azotées prises séparément). L'assimilation du côté "out" fait légèrement décroître la teneur en  $N_{tot}$ : l'azote se retrouve dans la biomasse particulaire qui croît au cours du temps. La filtration éliminant cette fraction solide, elle est responsable de la diminution du  $N_{tot}$  dissous, la seule fraction dosée. Selon les processus physiques de diffusion, de la matière dissoute est continuellement prélevée dans la partie "out" vers la partie "in" ce qui explique également les décroissances en conductivité,  $N_{tot}$  et  $NH_4^+$  "out" observées (annexe 11).

Le  $NH_4^+$  dialyse le plus vite (33 % par jour en phase de croissance, en eau), sa pression osmotique "out" étant supérieure aux autres formes minérales.

Remarque: Dans un sédiment de nature argileuse, compact et contenant peu d'eau interstitielle, la mise à l'équilibre est toujours plus lente qu'en eau car la mobilité des

substances dissoutes y est plus faible, l'adsorption sur les particules solides les rendent moins disponibles pour la dialyse.

#### Problèmes rencontrés:

\*La contamination du milieu "in": des colonies d'algues macroscopiques apparaissent dans les flacons placés en sédiments dès deux jours d'incubation. Les flacons (rincés à l'HCl et remplis d'eau déminéralisée et désinfectée) et la membrane (d'une porosité de 0,2 $\mu$ m) ne devraient pas permettre un tel développement: ces algues sont responsables d'irrégularités constatées sur les valeurs "in" (assimilation des nutriments, relargage par lyse cellulaire,...).

\*La variation du milieu "out": les aquariums reflètent dans une certaine mesure les conditions variables du milieu, ils contiennent en effet une certaine quantité d'organismes vivants tous susceptibles de faire varier les conditions physico-chimiques du milieu extérieur.

\*Le tassement du sédiment: après quelques jours de repos, le sédiment s'est tassé sous son propre poids et une couche d'eau de 1 cm le surmonte. Les substances étudiées étant très solubles, elles ont tendance à se concentrer à la surface du sédiment et dans l'eau surnageante. De plus, on a observé que les flacons se sont enfoncés jusqu'à 3 cm lors de l'incubation. Le fond du sédiment devenant plus dense de par son tassement, l'eau interstitielle y est plus rare et moins mobile. L'environnement du flacon à dialyse se modifie donc au cours du temps, ce qui pourrait influencer les résultats. C'est pourquoi on travaille également sur un aquarium d'eau d'étang, ce qui permet d'étudier parallèlement le processus de dialyse sans que n'intervienne toute la variabilité du milieu sédimentaire. Sur le terrain, le sédiment étant en équilibre avec son eau superficielle, ce phénomène ne devrait pas être observé.

### 3.1.2. Influence de la température sur la cinétique de la dialyse "in vitro".

#### a. Principe de la manipulation.

Compte tenu de la lenteur d'équilibration observée pour l'eau interstitielle du sédiment, on effectue la dialyse présente sur l'eau libre.

##### a.1. Dispositif.

12 litres d'eau d'étang sont placés en aquarium et sont enrichis en conséquence en ammonium pour que sa concentration en  $\text{NH}_4^+$  soit de 5 à 6 mg/l environ.

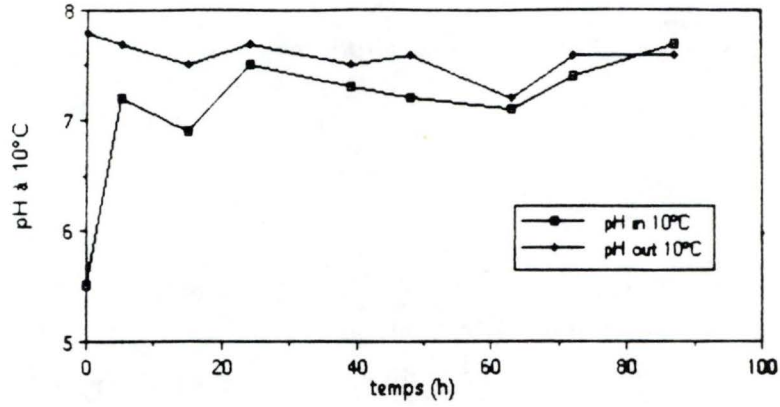


Figure n° 20

Evolution des pH "in" et "out"  
 en fonction du temps  
 pour une température de 10°C.

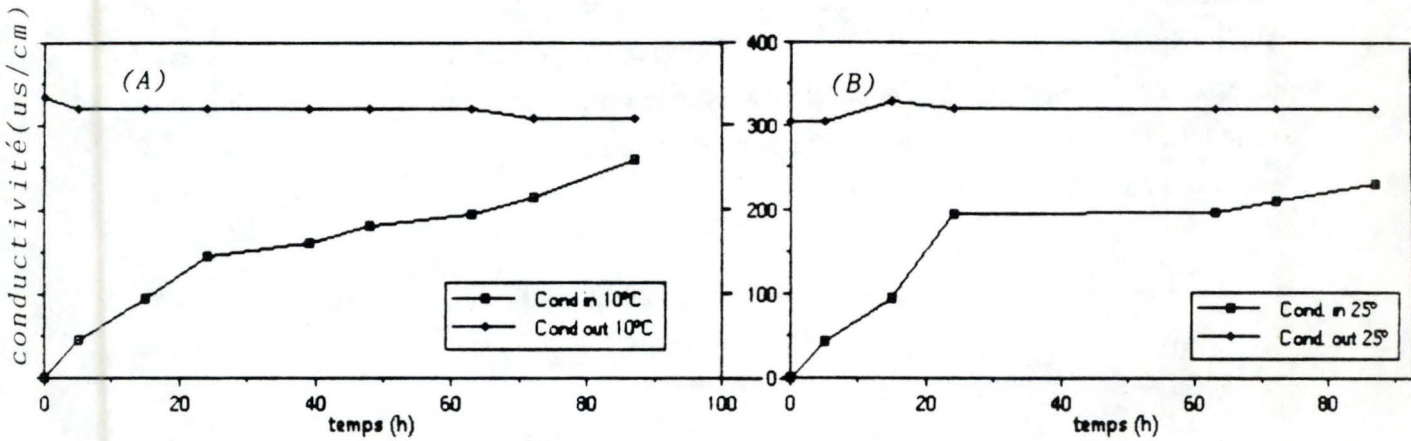


Figure n° 21: Suivi des conductivités au cours du temps à 10°C (A) et à 25°C (B).

La dose ajoutée est de 3 mg/l-N. 10 cellules à dialyse sont disposées dans l'aquarium. Ce dernier est ensuite placé dans une chambre à température contrôlée.

#### a. 2. Démarche suivie.

Le but de l'expérience est de déceler l'influence de différentes températures imposées sur la vitesse d'équilibration des concentrations dans la cellule à dialyse.

Afin d'obtenir un nombre de points plus élevé, on décide d'effectuer les mesures deux fois par jour durant 5 jours.

On retire deux cellules à dialyse par jour (à 9h. et à 18h.) soit un écart respectif de 15 et 9 h entre les prélèvements. Quatre températures sont imposées durant 5 jours: 25°C, 20°C, 15°C et 10°C respectivement.

Chaque nouvelle condition thermique est considérée depuis le début: nouvelle eau d'étang enrichie selon une dose identique, cellules neuves de dialyse contenant de l'eau déminéralisée.... Les incubations se font en étuve thermostatée, à l'obscurité.

#### a.3 Les mesures effectuées.

Les dosages effectués ne porteront que sur les ions  $\text{NH}_4^+$ , dont les résultats nous ont paru mieux interprétables. Les facteurs étudiés concernent la rapidité de réponse et la vitesse d'équilibration aux différentes températures d'incubation: pH, conductivité, concentration en ammonium; au cours du temps et pour chaque température; à l'intérieur et à l'extérieur de la cellule à dialyse.

On notera l'évolution de la concentration en ammonium et le taux d'extraction du temps 0 au temps final, soit 10 valeurs pour chaque température considérée. Ces évolutions seront ensuite comparées pour les différentes températures envisagées.

#### b. résultats ( annexe 9-b)

Quelle que soit la température, le pH (figure n°20) est le paramètre qui s'équilibre le plus rapidement. Après 24 h, on estime que l'évolution du pH "in" suit celle du pH "out". les valeurs oscillent entre 7 et 8 unités.

La conductivité "in" présente le même type d'évolution d'une température à l'autre alors que la conductivité "out" varie très peu. La conductivité "in" croît linéairement vers le point d'équilibre sans toutefois l'atteindre. Après 80 h d'incubation, les

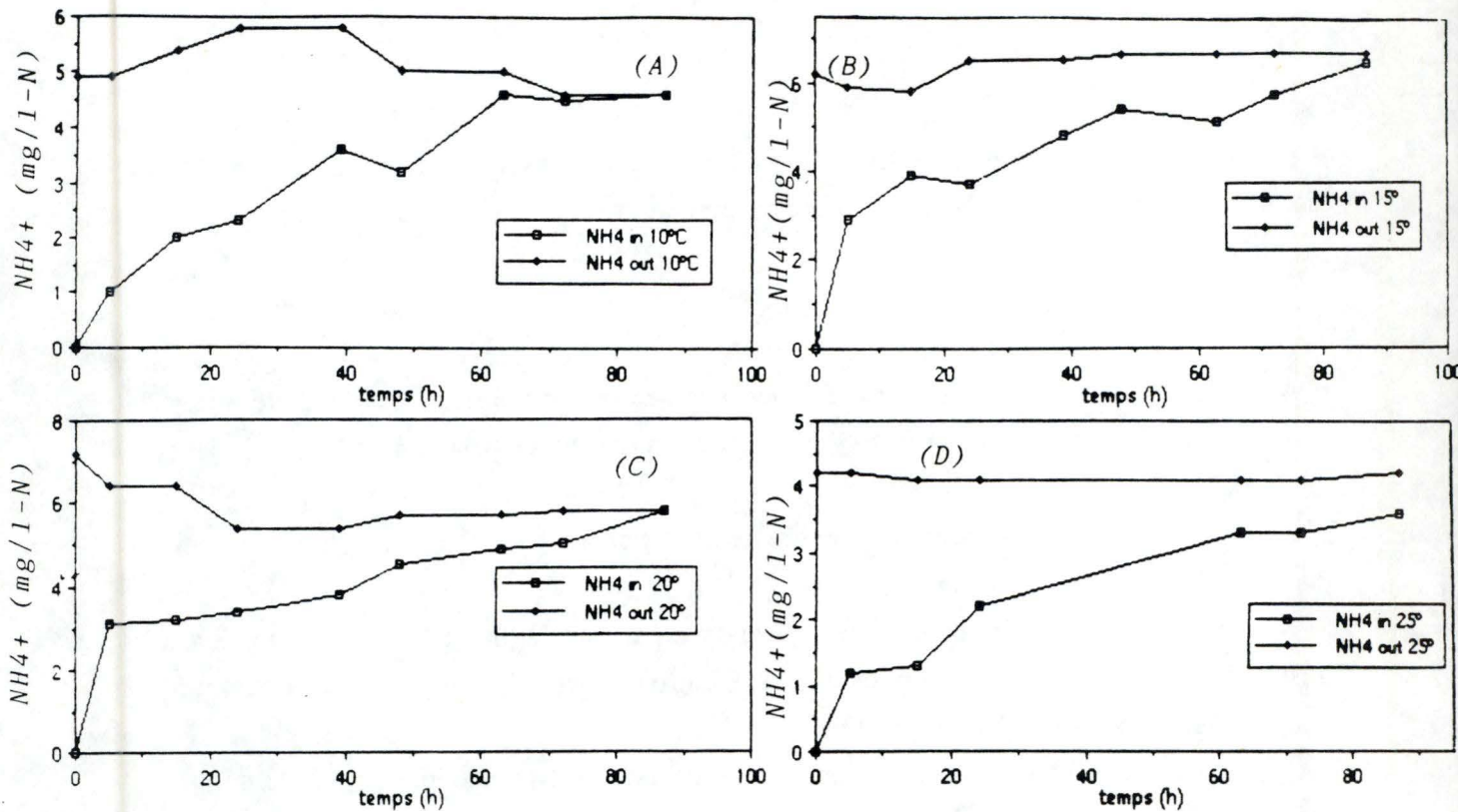


Figure n°22 : Evolutions parallèles des concentrations "in" et "out" en  $\text{NH}_4^+$  (mg/l-N) au cours du temps pour différentes températures: (A)-10°C, (B)-15°C, (C)-20°C, (D)-25°C.

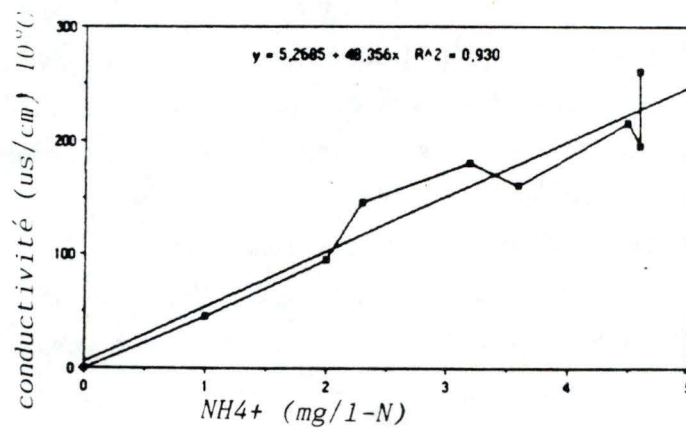


Figure n°23  
Droite de corrélation entre la concentration en  $\text{NH}_4^+$  et la conductivité.  
( $R^2$ =coefficient de corrélation linéaire)

écarts des conductivités "in/out" sont de 50 $\mu$  s/cm à 10°C, de 40 $\mu$  s/cm à 15°C, de 80 $\mu$  s/cm à 20°C et supérieur à 100 $\mu$  s/cm à 25°C (figure n°21).

Les concentrations "in" et "out" en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> atteignent l'équilibre plus ou moins rapidement selon les températures: à 10°C. la stabilisation de la concentration "in" s'observe après 60 h; il faut attendre 86 h pour atteindre les 100 % d'équilibre à 15°C comme à 20°C. A 25°C, l'équilibre n'est pas observé dans le délai imposé. La concentration externe en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> reste plus ou moins constante au cours du temps (figures n°22,-a,-b,-c et d). On observe des variations dans les phases de croissance des teneurs en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> "in", à partir du point zéro: à 10°C, on observe un lent démarrage suivi d'une croissance rapide; à 15°C et à 20°C la tendance s'inverse (un démarrage rapide suivi d'une croissance lente), alors qu'à 25°C, le démarrage et la croissance évoluent moyennement.

Remarque: On observe que la concentration en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> est bien corrélée à la conductivité (figure n° 23) ( $R^2 \pm 1$ ), le NH<sub>4</sub><sup>+</sup> étant la forme ionique la plus abondante dans l'eau d'incubation.

### c. Discussion.

Selon les résultats obtenus dans le cadre d'expériences portant sur la cinétique de la dialyse des métaux traces (Carrigan, 1985), une augmentation de la température provoque une accélération des processus de dialyse et une augmentation du flux des espèces au travers de la membrane, permettant d'atteindre l'équilibre des concentrations "in/out" plus rapidement. Nos résultats répondent à ce que l'on s'attend généralement dans le cadre d'un processus d'équilibration: une phase de croissance des valeurs "in" jusqu'à l'équilibre. La phase de croissance est d'environ 5 jours pour le NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et elle peut être divisée en deux périodes (figure n°24): l'une, de 0 à 5h où l'augmentation des concentrations "in" est très rapide et l'autre, plus lente, où l'évolution du taux d'équilibration est linéaire jusqu'à l'équilibre .

Ce modèle linéaire permet , à l'aide des coefficients linéaires des droites obtenues (pente), de comparer les vitesses d'évolution pour les différentes températures (figure n°25), entre 5 et 86h. Le tableau suivant reprend ces principales caractéristiques:

t°	croissance par rapport à l'extérieur(%/h)	flux entrant de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
10°C	1 %/h	0,11 mg/l/h
15°C	0,49 %/h	0,05 mg/l/h
20°C	0,6 %/h	0,07 mg/l/h
25°C	0,74 %/h	0,06 mg/l/h

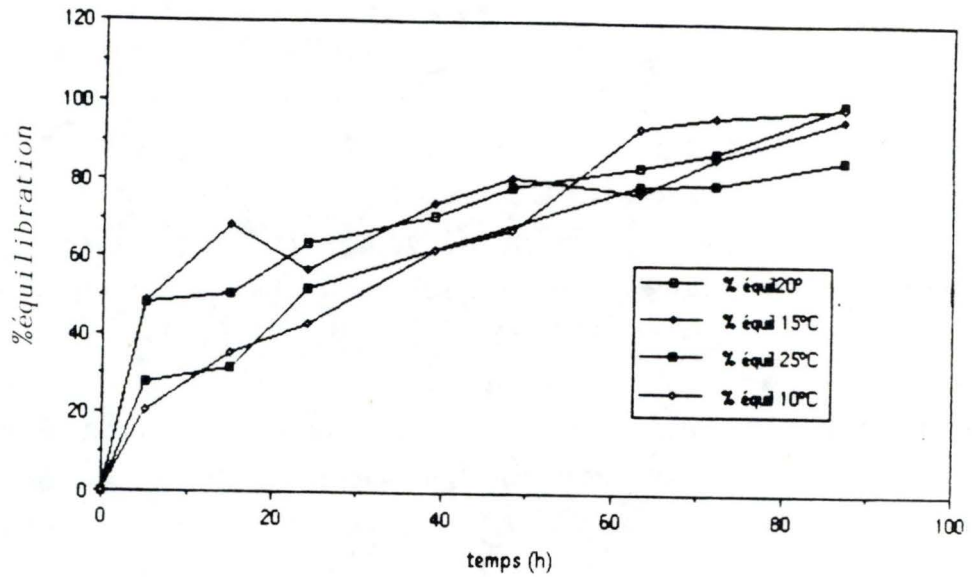


Figure n°24

Taux d'équilibration  
du  $\text{NH}_4^+$ , évolution au  
cours du temps à  
différentes tempéra-  
ture.

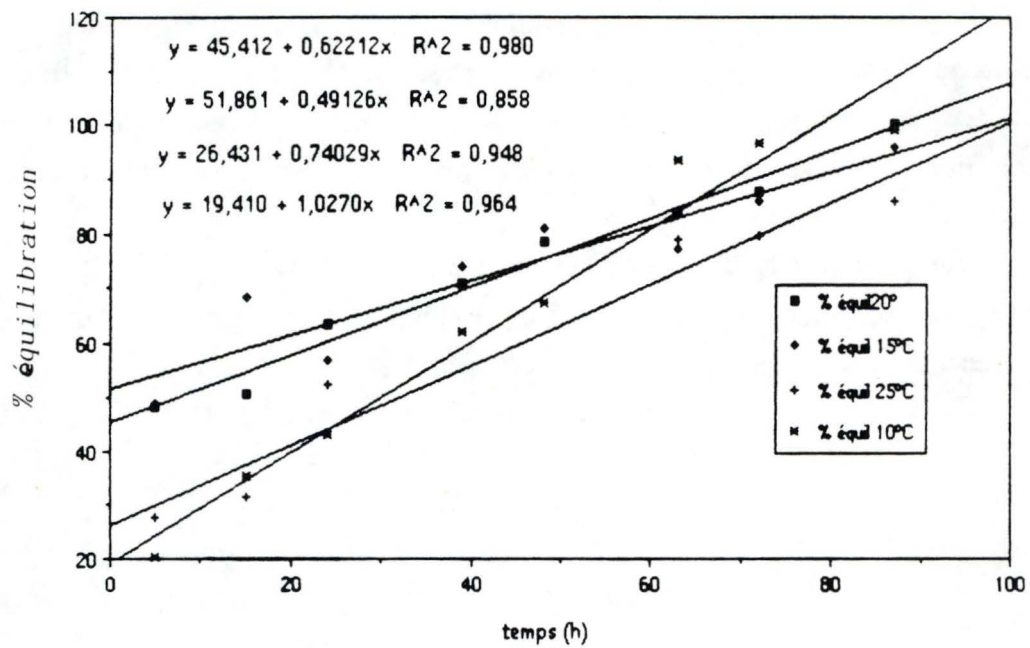


Figure n°25 : Régression linéaire faite sur la seconde période de croissance du taux d'équilibration au cours du temps pour le  $\text{NH}_4^+$ , à différentes températures.

Toutes les droites se croisent et les écarts de l'une à l'autre sont faibles. La température n'aurait pas d'effet significatif sur la cinétique d'une dialyse et cette dernière n'influence pas spécialement le temps d'équilibration, ce qui s'oppose aux conclusions trouvées dans la littérature (Carrigan, 1985) (annexe n°12). Ainsi, l'équilibre "in/out" pour le  $\text{NH}_4^+$  est atteint plus vite à  $10^\circ\text{C}$  qu'à  $20^\circ\text{C}$  et il n'est pas atteint à  $25^\circ\text{C}$  dans le délai imposé, l'écart final entre les conductivités "in/out", après 5 jours, est supérieur à  $25^\circ\text{C}$  et minimal à  $10^\circ\text{C}$ .

Il n'y a donc pas d'effet clairement identifié de la température sur la vitesse de dialyse et donc sur le temps d'équilibration.

### 3.1.3. Influence de la pression osmotique sur une dialyse in vitro à l'équilibre.

Cet aspect de la dialyse est observé sur base des résultats obtenus lors des deux manipulations précédentes.

#### a. Principe

En dialyse, un compartiment répond aux variations de concentration de l'autre compartiment au travers de la membrane perméable, la réaction peut être plus ou moins rapide et chaque espèce dissoute évolue indépendamment des autres. L'expérience démarre à la phase stationnaire (équilibre). Si les concentrations externes augmentent ou diminuent, on s'attend à ce que le taux d'équilibration diminue suite à cette perturbation, pour ensuite réaugmenter et se restabiliser à son maximum: un nouvel équilibre est alors atteint. L'équilibre est rétabli suite au flux de substance (entrant ou sortant) créé au travers de la membrane.

#### a.1. Dispositif

Le dispositif est celui des deux manipulations précédentes mais les observations ne portent que sur la période stationnaire des dialyses effectuées, et non sur la phase de croissance. On compte sur les phénomènes liés aux activités biologiques de l'eau et du sédiment pour faire varier les concentrations du milieu extérieur.

#### a.2. Mesures effectuées

Les résultats intéressants à analyser concernent le pH, la conductivité et le  $\text{NH}_4^+$ , du point

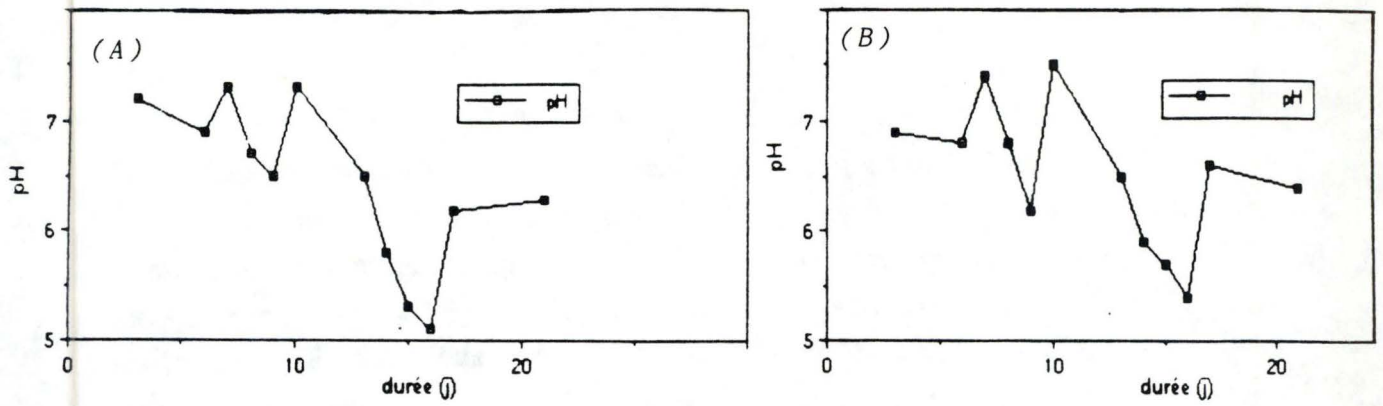


Figure n° 26:

L' évolution du pH dans le flacon à dialyse (B) suit de près celle du pH en eau libre (A), au cours du temps.

nb: les pH varient de 5 à 7 unités aléatoirement, on n' explique pas cette variabilité.

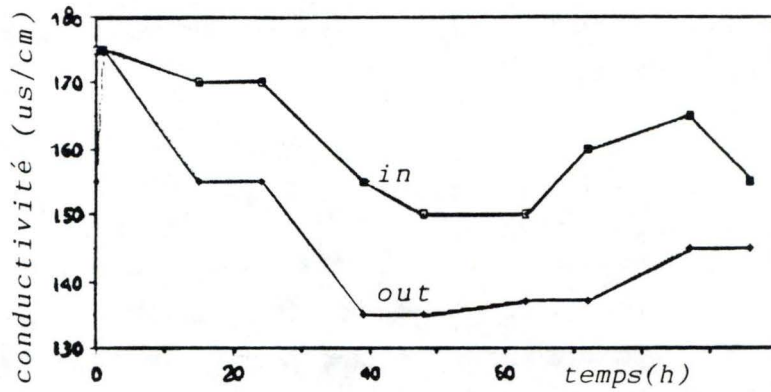


Figure n° 27:

Evolution de la conductivité "in" à partir de l'équilibre à 174 us/cm suite à une diminution de la conductivité "out"

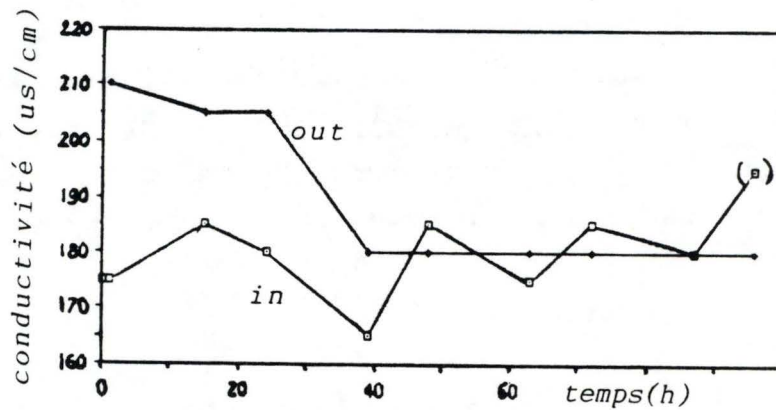


Figure n° 28:

Evolution de la conductivité "in" vers l'équilibre suite à la stabilisation de la conductivité "out".

de vue des écarts entre les valeurs pour l'intérieur et l'extérieur des cellules à dialyse, et pour l'évolution de ces écarts.

#### b. Résultats.

Les valeurs de pH "in" réagissent très rapidement à une modification "out", ces deux valeurs évoluent parallèlement au cours du temps (figure n° 26).

A partir de l'équilibre (figure n°27), la conductivité "out" diminue de 20  $\mu\text{s/cm}$ , elle est suivie d'une diminution de la valeur "in" mais d'une moindre amplitude (5  $\mu\text{s/cm}$ ), les deux valeurs évoluent alors parallèlement mais un écart de 15 à 25  $\mu\text{s/cm}$  persiste. Si la valeur "out" croît (figure n° 28) et se stabilise, la conductivité "in" suit alors le schéma habituel: croissance et stabilisation à une valeur proche de la conductivité "out", malgré une certaine variabilité.

Les nitrites (figure n°29) évoluent parallèlement puis, la valeur "in" augmente faiblement suite à une forte croissance "out" et le taux d'équilibration chute à 66 % .

Les nitrates (figure n° 30) semblent bien réagir à une légère augmentation extérieure (taux d'équilibration supérieur à 80 % du 6<sup>ème</sup> au 13<sup>ème</sup> jour) mais ils réagissent plus lentement à une brusque augmentation "out" et l'écart se creuse entre les deux valeurs .

Suite à l'équilibre (3<sup>ème</sup> jour), le  $\text{NH}_4^+$  "in" suit la décroissance continue du  $\text{NH}_4^+$  "out", un écart persiste (figure n°13 et n°14). Un parallélisme "in/out" très prononcé s'observe également pour le  $\text{N}_{\text{tot}}$  (figure n°15) (taux d'équilibration de 95 %: figure n°16) .L'écart "in/out" ne dépasse pas 1 mg/l- N, la valeur "in" réagit rapidement à une forte variation extérieure (au 14<sup>ème</sup> jour, une augmentation de 2,5 mg/l -N en  $\text{N}_{\text{tot}}$  "out" est suivie de l'augmentation immédiate de 2 mg/l -N coté "in" (N.B.: on ne tient pas compte du dernier point "in").

#### c. Discussion

Remarque:"La pression osmotique" en terme chimique agit au niveau d'une membrane semi-perméable où seules les petites molécules de solvant peuvent passer. Avec sa porosité de 0.2  $\mu\text{m}$ , la membrane à dialyse laisse passer toutes les substances dissoutes y compris les plus grosses. On parlera plutôt de concentration en substances dissoutes (azote) dans un solvant (eau) et on accorde plus d'importance à la migration de ces dernières.

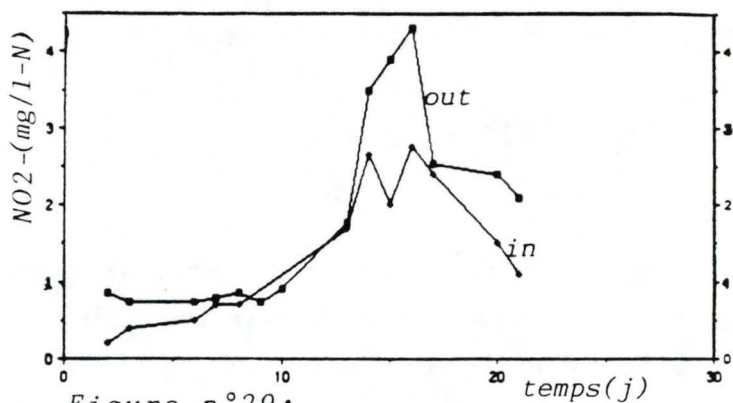


Figure n°29:

Suivi des concentrations en  $\text{NO}_2^-$  au cours du temps dans les compartiments "in" et "out" en eau d'étang enrichie (+ 3 mg/l-N).

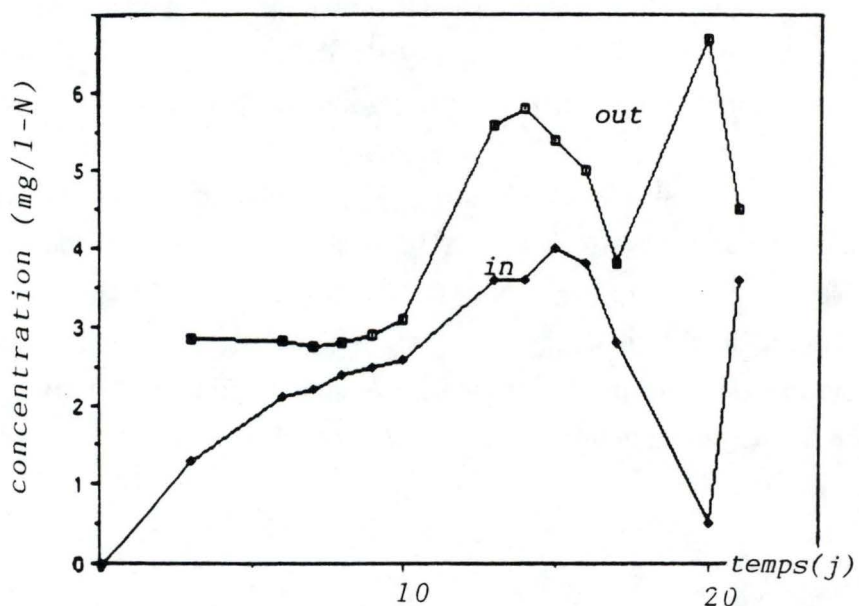


Figure n°30:

Suivi des concentrations en  $\text{NO}_3^-$  "in" et "out" au cours du temps (expérience menée en eau d'étang fortement enrichie (+ 1mg/l-N)).

### PO = CRT

(PO = pression osmotique, R = 0,082 litres/ atm /mole degrés, C = concentration et T la température en Kelvin).

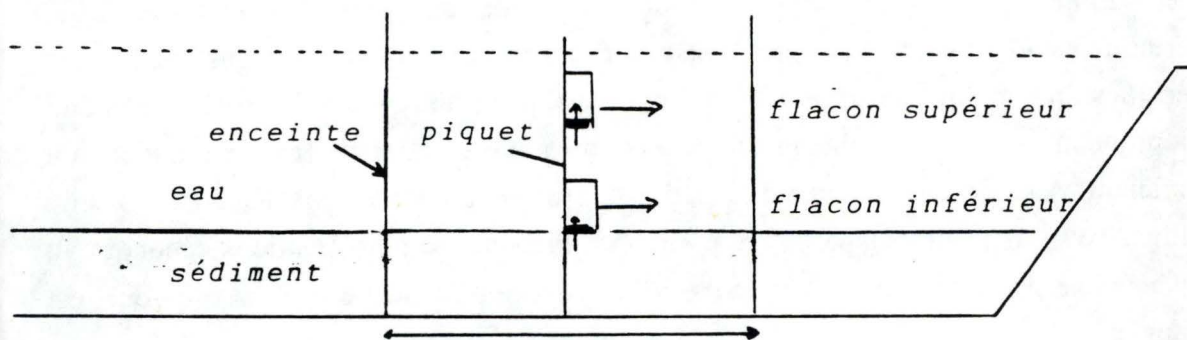
C'est la phase d'équilibre qui est intéressante. En effet, le but de la dialyse est d'obtenir des échantillons "in" dont les valeurs mesurées sont le plus proche possible de l'eau "out", et, ce qui fait tout l'intérêt de la dialyse, le plus proche possible de l'eau interstitielle du sédiment. Il faut prélever dans la "période plateau" du taux d'équilibre; pour cela, il faut déterminer la fin de la période de croissance (voir première manipulation). Les exigences demandées à une dialyse sont sa fidélité par rapport au milieu extérieur. Le taux d'équilibration permet d'en repérer les ruptures.

On constate que la réaction du compartiment "in" face à une variation extérieure est rapide, mais il existe un temps de latence. Il s'observe dans le cas où la conductivité "out" varie continuellement, la valeur "in" n'a pas le temps de récupérer l'équilibre et l'écart "in/out" est maintenu. Par contre, si après une variation, la conductivité "out" se stabilise, l'équilibre se rétablit après un temps. Pour notre expérience, on observe ce phénomène entre les heures 40 et 46 (figure n°28).

En général, pour les formes azotées dissoutes, on constate que le compartiment "in" réagit très bien à de faibles variations du milieu "out" mais dès que la variation est de grande amplitude, l'écart entre les valeurs "in/out" se creuse et, au plus l'écart est important, au plus le délai mis pour rétablir l'équilibre sera long. Ceci peut être un problème si on désire obtenir une valeur "in" représentative de l'eau interstitielle du sédiment. A cause de ce temps de réaction, les phénomènes de brusques variations du milieu peuvent passer inaperçus. C'est l'azote total qui semble le mieux répondre au phénomène de la dialyse, son taux d'équilibre est le plus stable et l'écart "in/out" est minime.

Des variations du côté "out" sont apparues suite aux phénomènes physiques propres à la dialyse. C'est ainsi que, les substances dissoutes devraient voir leur concentration diminuer du côté "out" puisqu'elles sont passivement concentrées dans le volume "in", du moins en phase de croissance (annexe n°13). Les résultats de la manipulation 3.1.2. pour le  $\text{NH}_4^+$  (figure n°22) ne montre pas, ou très légèrement de décroissance du côté "out". Si on ne s'en tient qu'à la diffusion au travers de la membrane, il est possible de calculer la valeur théorique "out" et son évolution au cours d'une dialyse en employant la formule suivante:

Figure n°31  
Disposition des flacons à dialyse  
dans les enceintes.



$$V_{out} * C_{out} + V_{in} * C_{in} = V_t + C_t$$

V<sub>in</sub> = volume de la somme des flacons: in

V<sub>out</sub> = volume de l'aquarium: out

C = concentration (C<sub>in</sub> et C<sub>out</sub>)

V<sub>t</sub> et C<sub>t</sub> = volume et concentration totale  
in et out

Or, pour que ce calcul soit applicable, V<sub>t</sub> et V<sub>in</sub> doivent être constants. Ce qui n'est pas le cas puisqu' à chaque prélèvement, on retire un certain volume d'eau pour l'analyser. On se retrouve donc face à une équation à deux inconnues. De par la méthode employée, il est impossible de calculer le C<sub>out</sub> théorique. Pratiquement, le fait qu'on n'observe pas de dilution du côté "out" au cours du temps suppose qu' il y ait une production d'ammonium dans les aquariums placés en étuve (l' assimilation phytoplantonique est inhibée à l'obscurité).

En conclusion, un des problèmes rencontrés par la technique de la dialyse est la rapidité d'adaptation du compartiment "in" face à une variation rapide et de grande amplitude dans le compartiment "out" (ainsi que la dilution du milieu "out" dont on veut connaître la concentration réelle initiale à l'aide d'une dialyse).

### 3.2. Etude du comportement de la membrane à dialyse "in situ "

#### 3.2.1. Cinétique de la dialyse "in situ "

##### a. Principe de la manipulation.

###### a.1. Dispositif.

On travaille en étang de Dombes dans lequel sont placées deux enceintes dont l'une est enrichie en fiente de caille déshydratée sous forme de granulés selon une dose employée traditionnellement en Dombes: 5 g C /m<sup>2</sup> /J (Olah, 1986). Le volume de l'enceinte enrichie est de 800 litres, on y apporte 72.93 g de fertilisant, soit un apport de 2,95 mg/l de carbone organique total, 0,58 mg/l-N d'azote total et 0,08 mg/l d' NH<sub>4</sub><sup>+</sup> -N (thèse A.Bérard en cours).

La dialyse est étudiée au niveau du sédiment et au niveau de l'eau libre, on emploie les flacons à dialyse fixés sur des tiges de 1 m de hauteur. Chaque tige porte deux flacons: l'un au contact du sédiment et l'autre à mi-auteur, au contact avec l'eau libre (figure n°31).

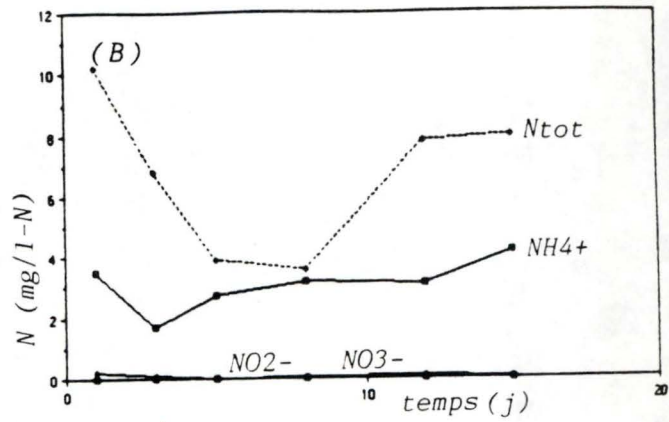
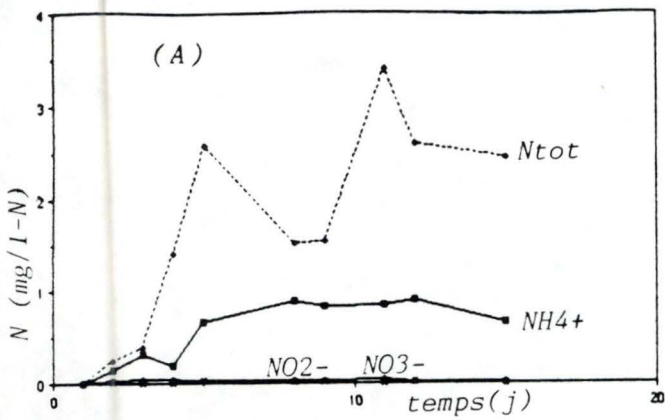


Figure n°32:

Suivi des concentrations en substances azotées dissoutes au cours du temps:

(A)- dans les flacons à dialyse placés dans l'enceinte fertilisée, au niveau de l'eau libre; (B)- Dans le sédiment de l'enceinte non fertilisée, coté "out".

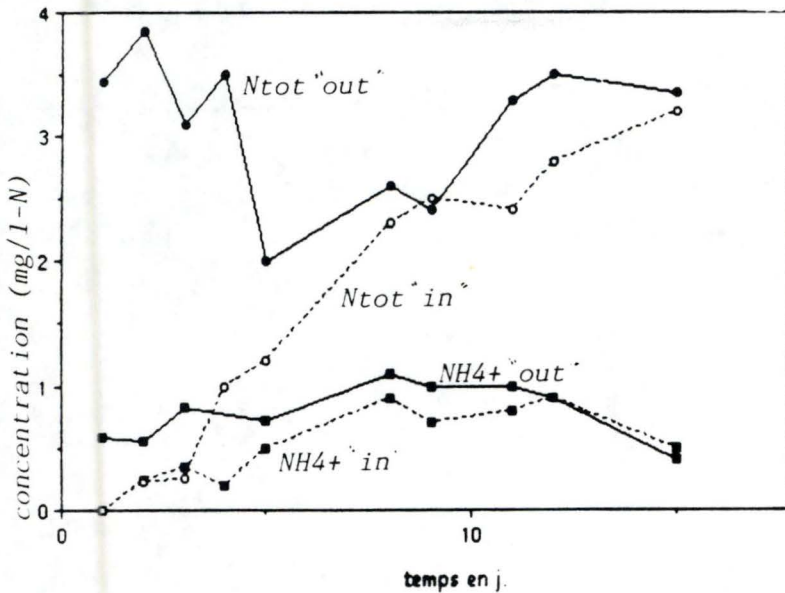


Figure n° 33:

Suivi des concentrations "in" et "out" au cours du temps, pour le  $\text{NH}_4^+$  et le  $\text{N}_{\text{tot}}$ .

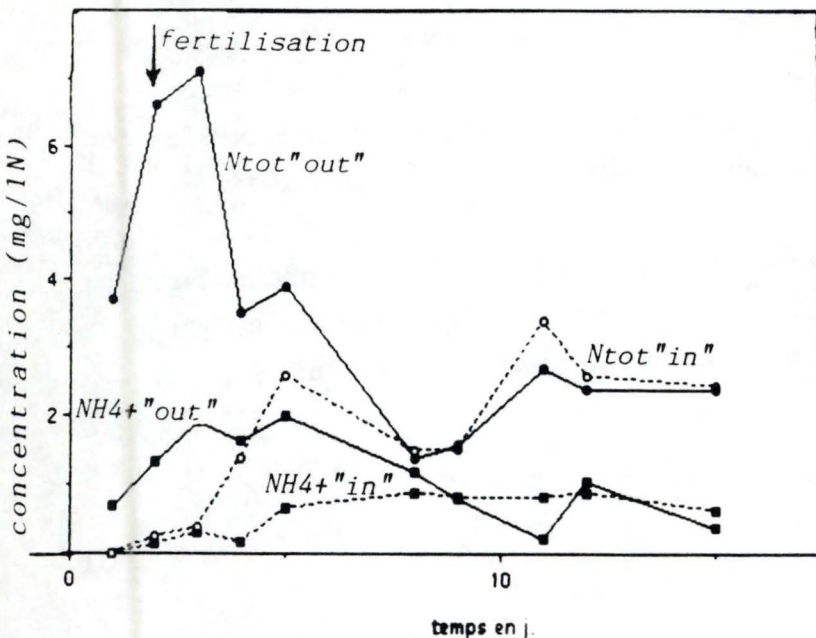


Figure n° 34:

Suivi des concentrations in et out, en  $\text{NH}_4$  et en  $\text{N}_{\text{tot}}$ , au cours du temps, dans l'enceinte fertilisée (eau libre).

### a.2. Démarche suivie.

Le but de l'expérience est de vérifier la correspondance entre la dialyse *in vitro* et la dialyse *in situ*, au niveau de l'eau libre et à la surface du sédiment et de déceler les effets des enrichissements.

10 tiges sont placées verticalement dans chaque enceinte, il y a deux enceintes et deux flacons par piquet, soit 40 flacons. Un piquet par enceinte est retiré chaque jour. Parallèlement, d'autres prélèvements seront effectués sur l'eau libre, et sur le sédiment à l'aide du carottier à main. L'eau interstitielle du sédiment sera extraite par "centrifugation / filtration" et sera analysée au même titre que les autres échantillons d'eau.

### a.3 Les mesures effectuées.

Les analyses systématiques concernent la température, le pH, la conductivité, les  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{N}_{\text{tot}}$  dissous. La manipulation dure 15 jours. Les comparaisons des points "in" et "out" pour chaque paramètre et pour chaque jour de prélèvement permettront d'établir les taux d'équilibration des substances dissoutes et l'évolution au cours du temps de la dialyse.

Remarque: Afin d'éviter les variations liées au cycle jour / nuit dans l'eau et le sédiment (photosynthèse, migration planctonique, température....) agissant sur la physicochimie (pH) et sur le comportement du sédiment (piègeage ou relargage d'éléments), tous les échantillons sont prélevés au même moment de la journée.

### b. Résultats ( annexe 9-c)

Les  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{NO}_3^-$  sont en concentration insignifiante dans le milieu et ils n'ont aucun effet dans les flacons à dialyse (figure n°32).

\* En eau libre non fertilisée, la valeur "out" en  $\text{NH}_4^+$  est environ de 1 mg/l- N. L'équilibre est très vite atteint, les valeurs "in" et "out" évoluent parallèlement dès le 5<sup>ème</sup> jour (figure n°33). L'équilibre concernant le  $\text{N}_{\text{tot}}$  est atteint plus tard (15 jours).

Avec le fertilisant, les concentrations "out" en  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{N}_{\text{tot}}$  croissent rapidement (figure n°34). L'équilibration est rapide: 8 jours pour le N tot. La phase de croissance "in" est irrégulière et l'effet de la croissance rapide observée côté "out" durant les 3 premiers jours est peu significatif . Il y a bien une accélération de la dialyse pendant les 4<sup>ème</sup> et 5<sup>ème</sup> jours qui la suivent, mais l'équilibre réel n'est atteint que plus tard. On

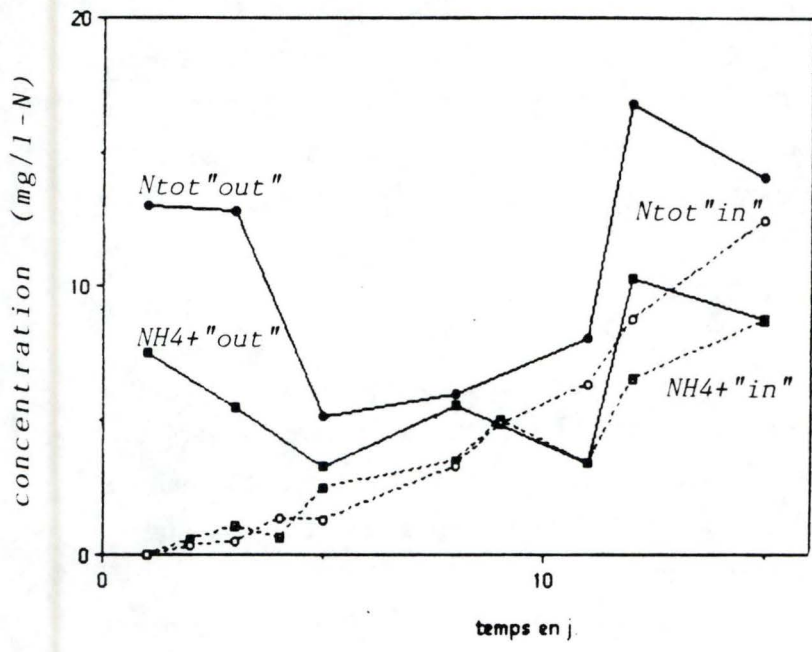


Figure n°35:  
Evolution des concentrations in et out au cours du temps, pour le NH4 et le Ntot dans l'enceinte fertilisée, en sédiment.

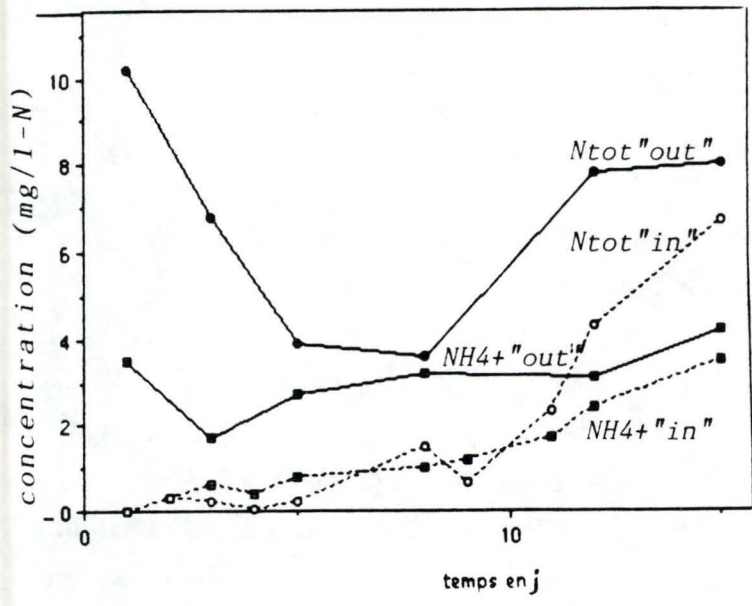


Figure n°36:  
Suivi des concentrations in et out en NH4 et en Ntot en fonction du temps, au niveau du sédiment de l'enceinte non fertilisée.

observe une tendance semblable pour le  $\text{NH}_4^+$ . La phase de croissance n'est pas sensible à la fertilisation (figure n°34).

\* En sédiment, l'équilibre n'est pas atteint dans le délai imposé par l'expérience (15 jours), on considère que les valeurs "in" et "out" devraient s'égaliser après un jour supplémentaire d'incubation (figure n°35). Avec la fertilisation, l'équilibration est plus rapide: à partir du 5<sup>ème</sup> jour pour le  $\text{NH}_4^+$  mais les valeurs oscillent irrégulièrement autour de l'équilibre. Le délai mis pour pallier à une forte augmentation en  $\text{NH}_4^+$  "out" est allongé. Pour le  $\text{N}_{\text{tot}}$ , l'équilibre est attendu pour le jour suivant (figure n°36).

Il est aussi important de signaler les écarts de concentration en azote dissous entre l'eau interstitielle du sédiment et l'eau libre. Ainsi, la concentration en  $\text{N}_{\text{tot}}$  en sédiment est deux fois supérieure à celle de l'eau en enceinte témoin et en est le triple en enceinte fertilisée, après 10 jours. Il faut remarquer que, du côté "out", on observe une chute rapide de la valeur en  $\text{N}_{\text{tot}}$  entre 5 et 8 jours. Cette chute n'interviendrait apparemment pas sur la phase de croissance de la dialyse et n'est apparemment pas suivie d'une variation parallèle du  $\text{NH}_4^+$  "out" à ce moment. Des erreurs analytiques en seraient responsables et on ne tiendra pas compte de ces points lors de la discussion (figure n° 32,35 et 36).

### c. Discussion.

Le but de cette manipulation n'est pas de mettre en évidence les effets de la fertilisation dans les enceintes mais il se borne juste à l'observation du comportement des membranes à dialyse en milieu naturel.

Les paramètres significatifs sont de nouveau  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{N}_{\text{tot}}$ . Globalement, leur concentration en dialyse évolue plus régulièrement alors que les concentrations "out" sont soumises à des variations brutales (suite, par exemple, à la fertilisation): la dialyse serait donc un phénomène progressif qui amortit et retarde les variations externes.

On remarque que le temps d'équilibration est plus lent pour l'  $\text{N}_{\text{tot}}$  que pour le  $\text{NH}_4^+$ , de même que le délai mis pour que la cellule à dialyse réagisse à une modification externe semble plus long pour le  $\text{N}_{\text{tot}}$ . Cela pourrait être dû à l'azote organique dissous qui, plus volumineux du point de vue des molécules hydratées, traverse la membrane plus lentement.

Pour le  $\text{NH}_4^+$  du sédiment, les résultats sont plus réguliers qu'en aquarium. Le problème du tassement du sédiment rencontré *in vitro* n'apparaît pas sur le terrain car il est à l'équilibre (son épaisseur restent constantes).

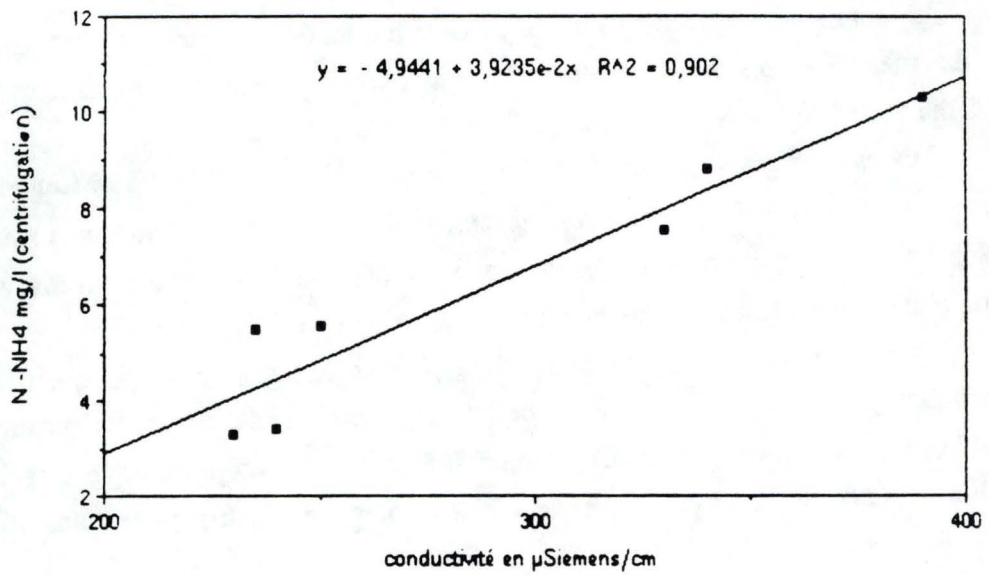


Figure n°37:  
droite de corrélation entre les concentrations  
et la conductivité au niveau de l' eau  
interstitielle du sédiment.

Comme nous l'avons signalé, au plus l'amplitude de la variation "out" est grande, d'autant plus long sera le délai mis pour récupérer l'équilibre. Cela se vérifie également sur le terrain.

Par rapport à l'eau libre, on constate que la fertilisation a un effet retardé au niveau du sédiment: les valeurs "out" en eau croissent durant les premiers jours mais diminuent rapidement ensuite (figure n°34). L'azote dissous du fertilisant est incorporé à la biomasse (assimilation), cette dernière élaborée dans l'eau constitue une fraction particulière sédimentable. C'est alors au niveau du sédiment que s'opère la lyse cellulaire suivie de la libération des formes dissoutes: le sédiment s'enrichit donc consécutivement à l'eau.

Le sédiment présente une grande variabilité *in situ*, la plupart des paramètres sont peu ou pas maîtrisables du fait de variations spatiales (hétérogénéité du milieu sédimentaire) et temporelles (variations de la température, de luminosité,...).

On note à nouveau un développement d'algues dans les flacons placés en sédiment et en eau libre. De plus, une mince couche d'algues tapisse la face externe de la membrane et des bulles d'air apparaissent dans les flacons. En dialyse, un autre phénomène apparaît: à partir d'un certain temps, les valeurs en  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{N}_{\text{tot}}$  s'écartent, le  $\text{N}_{\text{tot}}$  augmente alors que le  $\text{NH}_4^+$  reste constant (figure n°36). L'azote total n'augmenterait donc pas à cause du  $\text{NH}_4^+$  dans le flacon mais c'est l'azote organique dissous (diffusant plus lentement que le  $\text{NH}_4^+$ ) qui y contribuerait. De plus, la contamination microbienne des flacons serait elle aussi responsable de la croissance du N tot "in".

L'équilibre est plus vite atteint en milieu fertilisé qu'en milieu témoin: de fortes concentrations extérieures augmentent la pression osmotique sur la membrane, le flux entrant est ainsi accéléré durant la phase de croissance.

#### Remarques:

- La mesure de la conductivité peut décrire l'évolution du  $\text{NH}_4^+$  et du  $\text{N}_{\text{tot}}$  dans les flacons à dialyse (figure n°37). Les pH et conductivité sont plus élevés en sédiment, en rapport avec les concentrations plus élevées en  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{N}_{\text{tot}}$  qu'on y rencontre.

- Contrairement aux conditions d'aquarium, la conductivité "out" et les valeurs en N dissous dans l'eau ne devraient pas diminuer à cause du processus de diffusion: le volume "out" ( $1 \text{ m}^3$ ) est bien supérieur au volume "in" ( $10 * 130 \text{ ml}$ ) pour que cela puisse être décelé. Mais comme le sédiment est un milieu relativement moins mélangé, surtout en profondeur, le volume proche des membranes à dialyse peut subir une dilution.

### En conclusion.

Cette manipulation ne diffère pas fortement de la cinétique menée en laboratoire si ce n'est que, *in situ*, le système est étudié dans son intégralité (eau + sédiment) et non divisé en aquariums distincts.

#### On a pu mettre en évidence plusieurs phénomènes:

- l'importance du  $\text{NH}_4^+$  et du N tot, par rapport aux  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{NO}_3^-$ , dans un bilan d'azote.
- l'évolution progressive d'une dialyse vers l'équilibre, quasi indépendante des variations extérieures.
- l'augmentation des délais de rééquilibrage en milieu sédimentaire par rapport à l'eau.
- les variabilités inhérentes aux conditions de terrain.
- les variabilités survenant suite à la contamination du matériel.

### 3.2.2. Comparaison de deux méthodes d'extraction de l'eau interstitielle *in situ*.

#### 3.2.2.1. Récupération des nutriments dans l'eau interstitielle extraite par la centrifugation.

##### a. Principe de la manipulation.

###### a.1. Dispositif.

Pas de dispositif particulier si ce n'est le matériel de centrifugation.

###### a.2. Démarche suivie

Il faut pouvoir estimer ce que la centrifugation permet de récupérer parmi les nutriments dosables de l'eau interstitielle. Des manipulations d'enrichissement de sédiment ont été effectuées, leur principe est simple: une première série de mesures est pratiquée sur l'eau interstitielle extraite d'un échantillon de sédiment par "centrifugation / filtration". Une seconde série de mesures concerne l'eau du sédiment enrichi à l'aide de doses connues en nutriments et de nouveau extraite par "centrifugation / filtration". Les concentrations avant et après l'enrichissement seront comparées. En estimant par calcul les valeurs que l'on devrait normalement obtenir, il est possible d'estimer le taux de récupération des nutriments suite à la centrifugation.

Les doses d'enrichissement en  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$  sont respectivement:

Figure n°38

(A)-tableau

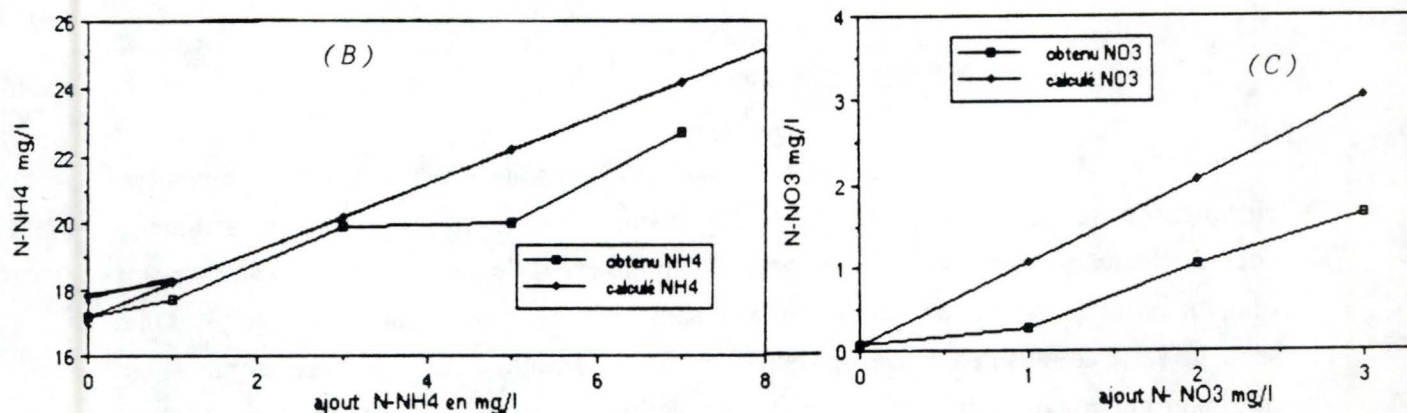
Pourcentage de récupération des nutriments de l' eau interstitielle d' un sédiment extraite par la technique de centrifugation.

quantité de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ajoutée	TENEUR moyenne mesurée après enrichissement	teneur moyenne attendue après enrichissement	% de récupération
0			
0	17.2	17.8	96.6
1	17.7	18.2	97.25
3	19.9	20.2	98.5
5	20.04	22.2	90.3
7 MG/l-N	22.7mg/l-N	24.2mg/l-N	93.8

---

quantité de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ajoutée	TENEUR moyenne mesurée après enrichissement	teneur moyenne attendue après enrichissement	% de récupération
0	0.06	0.13	46
1	0.26	1.06	24.5
2	1.04	2.06	50.5
3 mg/l-N	1.64 mg/l-N	3.06 mg/l-N	53.6

(B-C)- figures



Parrallélisme entre les concentrations obtenues et attendues en fonction des doses de nutriment ajoutées

(B)- pour le NH<sub>4</sub><sup>+</sup>

(C)- pour le NO<sub>3</sub><sup>-</sup>

0 et 0 mg/l- N,  
7 et 3 mg/l- N,  
3 et 1 mg/l- N,  
5 et 2 mg/l- N.

Chaque échantillon de sédiment enrichi est divisé en trois, chaque part est centrifugée et analysée. On compare la moyenne des résultats à une valeur attendue.

a.3. Les mesures effectuées:

pH, conductivité,  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NO}_3^-$ , avant et après l'enrichissement.

b. Résultats(annexe 9-d).

Nous avons calculé le pourcentage de récupération du  $\text{NH}_4^+$  et du  $\text{NO}_3^-$  de l'eau interstitielle extraite par la centrifugation (tableau et figure n°38). On obtient un très bon taux de récupération pour le  $\text{NH}_4^+$ , supérieur à 90 %. Cependant, on n'en récupère pas la totalité et la perte est d'autant plus importante que la dose d'enrichissement est importante (2 mg/l-N sont perdus par la centrifugation lorsqu'on enrichit le sédiment de 7 mg/l-N). De toute façon, les teneurs en  $\text{NH}_4^+$  enrichi pour cette expérience sont très élevées, plus du double des teneurs naturelles maximales en Dombes.

Les taux de récupération du  $\text{NO}_3^-$  de l'eau interstitielle extraite par la centrifugation sont décevants (environ 50 %).

c. Discussion.

Selon la littérature développée autour des métaux traces, la centrifugation surestimerait les valeurs réelles de l'eau interstitielle *in situ*. en tant que phénomène actif permettant une extraction forcée de l'eau du sédiment et de ses nutriments (Mayer,1976). Or, nos résultats signalent une perte en substance dissoute par rapport aux valeurs attendues: pour le  $\text{NH}_4^+$ , la centrifugation est une bonne méthode, mais pas pour les nitrates puisqu' on en perd jusqu'à 50%.

Une différence de 5 % entre valeurs théoriques et mesurées est parfaitement acceptable: aux erreurs d'incertitudes prêtes, on peut dire que l'on récupère quasiment tout le  $\text{NH}_4^+$  par centrifugation. Mais, contrairement à la littérature, la centrifugation ne surestimerait pas les concentrations réelles. Qu' en est-il pour la dialyse?



Remarque: Les colloïdes argileux du sédiment sont chargés négativement, expliquant une perte éventuelle de  $\text{NH}_4^+$  par adsorption mais pas celle du  $\text{NO}_3^-$  (il ne peut s'agir d'un phénomène biologique, le temps entre l'enrichissement et la centrifugation est trop court), on n'explique donc pas la disparition des nitrates au cours de la centrifugation.

### 3.2.2.2. Réalisation d'un profil de concentration.

#### a. Principe de la manipulation.

Dans le cadre de l'application d'une dialyse *in situ*, on s'intéresse aux concentrations à l'équilibre et on suit leur évolution en fonction de la profondeur du sédiment (schéma n°1). Parallèlement, on prélève du sédiment par carottage, les différents horizons (schéma n°2) sont séparés de l'eau interstitielle par centrifugation, et les analyses permettront d'effectuer un profil sur la profondeur du sédiment.

#### a.1. Dispositif.

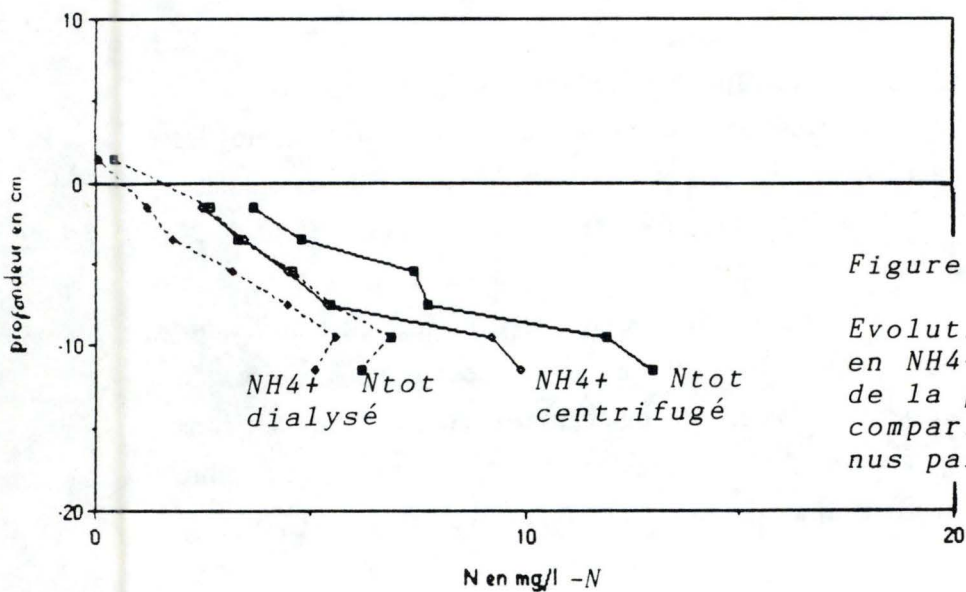
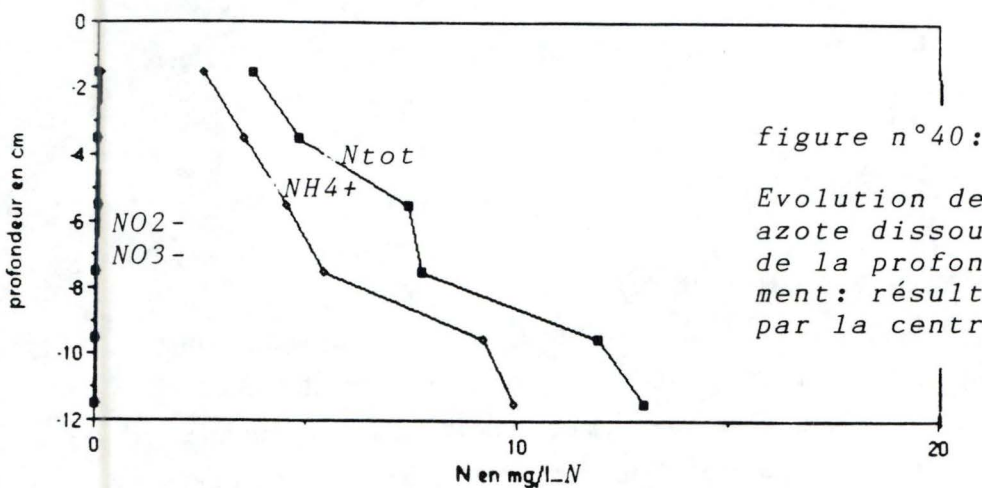
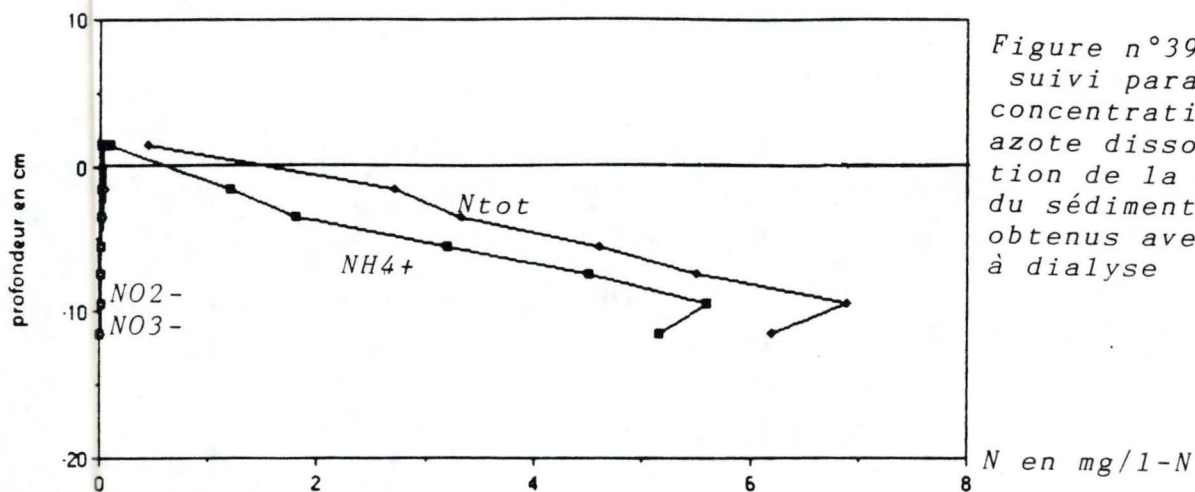
Le carottier à main permet l'échantillonnage du sédiment.

Les plaques à dialyse, remplies d'eau déminéralisées et recouvertes d'une membrane poreuse de 0,2  $\mu\text{m}$ , sont enfoncées verticalement dans le sédiment. On attend ensuite que les cellules se mettent en équilibre avec les concentrations du milieu: à leur retrait, les plaques doivent contenir une eau fidèlement représentative de l'eau interstitielle du sédiment.

#### a.2. Démarche suivie.

On estime le temps d'équilibration en fonction des espèces diffusibles les plus lentes et de la résistance de la membrane. Selon nos résultats *in vitro*, toutes les formes d'azote dissous atteignent une valeur plafond au bout de 10 à 12 jours et, selon Martens et Klump (1980) la membrane de polysulfone se déforme après un séjour de 25 jours dans le sédiment: on retire nos plaques après 15 jours d'incubation.

Nous utilisons deux plaques afin de disposer d'une quantité suffisante d'eau pour faire les analyses et pour effectuer une moyenne sur deux points de prélèvement. Plusieurs carottages sont effectués; chaque carotte est découpée en horizons de 2 cm et ceux de profondeur correspondante sont rassemblés et centrifugés. Le nombre de carottages permet d'obtenir suffisamment de matériel pour l'analyse.



### a.3. Les mesures effectuées.

Les mesures effectuées sur les eaux interstitielles obtenues par les deux méthodes concernent la conductivité, le pH, les  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{N}_{\text{tot}}$ .

### b. Résultats (annexe n°9-e)

Les teneurs en  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{NO}_3^-$  sont pratiquement nulles dans l'eau interstitielle (figure n°39).

Quelle que soit la méthode, le parallélisme entre les concentrations en  $\text{N}_{\text{tot}}$  et  $\text{NH}_4^+$  est parfait. En dialyse, l'écart entre ces valeurs est de 1,5 mg/l-N, ce dernier est plus variable avec la centrifugation: de 1 à 3 mg/l-N (figure n°39 et 40).

Il y a très peu de  $\text{NH}_4^+$  à l'interface, le  $\text{N}_{\text{tot}}$  atteint à peine 0,5 mg/l-N. Puis, le  $\text{NH}_4^+$  augmente linéairement avec la profondeur et l'écart entre le  $\text{N}_{\text{tot}}$  et le  $\text{NH}_4^+$  s'accroît dès l'interface à cause de l'abondance des matières organiques du sédiment.

Les valeurs obtenues par la centrifugation sont toujours supérieures à celles de la dialyse et l'écart entre les deux méthodes s'accroît avec la profondeur (figure n°41). Si on pose la valeur obtenue par la centrifugation égale à 100 %, on peut comparer les deux méthodes dialyse-centrifugation à l'aide des rapports suivants (en %) (tableau n° 2):

$$\frac{\text{NH}_4^+ \text{ dialysé}}{\text{NH}_4^+ \text{ centrifugé}} * 100 \quad \text{et} \quad \frac{\text{N}_{\text{tot}} \text{ dialysé}}{\text{N}_{\text{tot}} \text{ centrifugé}} * 100$$

Ce pourcentage diminue globalement avec la profondeur, surtout pour le  $\text{N}_{\text{tot}}$  et seulement à partir de l'horizon - 4 (entre 6 et 8 cm de profondeur) pour le  $\text{NH}_4^+$ . Au delà des 10 cm de profondeur, la dialyse donne des résultats jusqu'à 50 % plus faibles de ceux obtenus par la centrifugation.

La conductivité (figure n°42) offre des résultats très semblables pour les deux méthodes. Parallèlement au  $\text{NH}_4^+$  et au  $\text{N}_{\text{tot}}$ , elle augmente avec la profondeur du sédiment. Pour ce paramètre, ce sont les résultats de la dialyse qui dépassent ceux de la centrifugation. Le pH (figure n°43) diminue avec la profondeur, les écarts sont très variables entre les deux méthodes et peuvent être importants (maximum d'une unité).

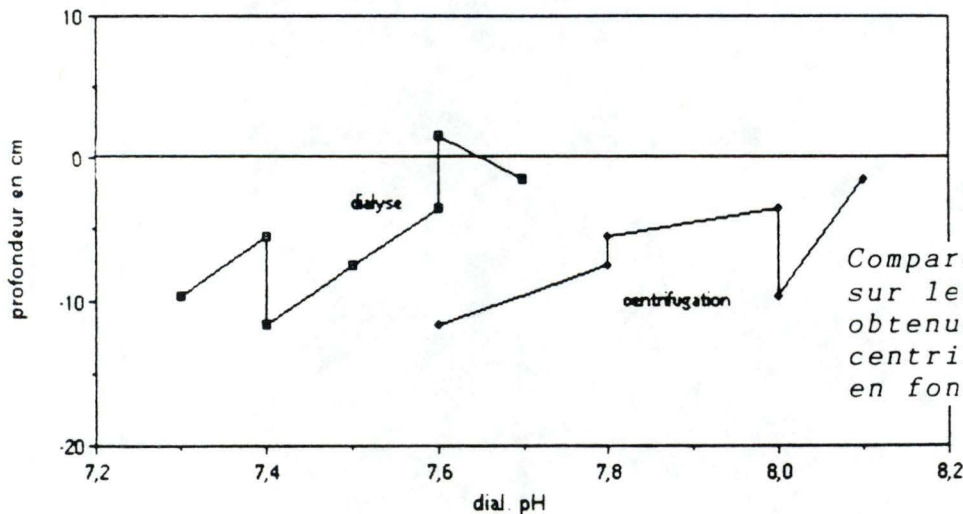
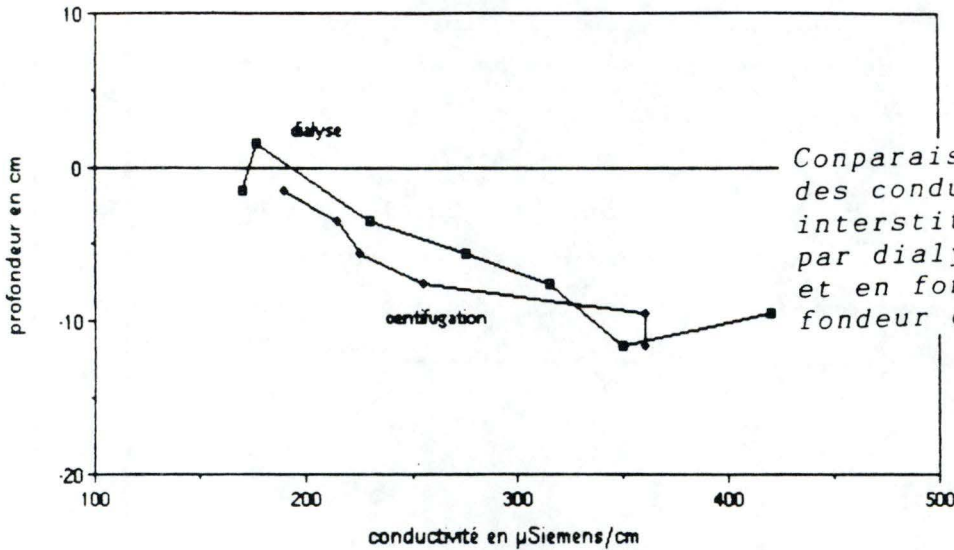
### c. Discussion.

Après les 15 jours d'incubation des plaques à dialyse en sédiment, nous sommes théoriquement en condition d'équilibre. Si, selon la manipulation 3.2.2.1, la

Tableau n°2

Evolution du rapport (en %) entre les concentrations obtenues sur une eau extraite par dialyse et centrifugation du sédiment en fonction de la profondeur (l'horizon = 2 cm de profondeur).

horizon	mg/l-N Ntot			mg/l-N NH4+		
	centri- fugation	dialyse	%	centri- fugation	dialyse	%
-1	3.67	2.7	73.6	2.46	1.2	49
-2	4.84	3.32	69	3.5	1.8	51
-3	7.42	4.6	62	4.49	3.2	71
-4	7.72	5.5	71	5.39	4.47	83
-5	11.88	6.88	58	9.2	5.6	61
-6	13.05	6.2	48	9.87	5.15	52



Remarque n°1: Contamination de la membrane par des micro-organismes.

Un problème important survenant le plus intensivement dans les conditions in situ est le développement d'un film bactérien ou algal à la surface de la membrane à dialyse, côté eau. C'est un fait qui ne peut actuellement être évité et il contribue fortement à perturber les résultats, surtout dans les premiers cm du sédiment où l'activité bactérienne est la plus intense. Les nutriments (substances azotées dissoutes en particulier) qui seront amenés à diffuser à travers la membrane à dialyse pourront être captés et modifiés par ces micro-organismes (nitrification en surface, dénitrification en profondeur, assimilation...).

centrifugation (du point de vue de la récupération des nutriments) donne des valeurs proches de la réalité surtout pour le  $\text{NH}_4^+$ , la dialyse sous-estimerait ces valeurs et ce d'autant plus qu'elle s'effectue profondément dans le sédiment.

La dialyse semble donc de moins en moins performante avec la profondeur: la compacité du sédiment augmente avec la profondeur de ce dernier. Les carottes prélevées montrent en effet que la couche supérieure est très fluide, alors que les couches profondes sont pratiquement solides et pauvres en eau interstitielle. Cette eau fortement liée à la phase solide, moins mobile et moins solidaire de la membrane, s'échange plus lentement avec le milieu "in". Il est donc peu avantageux d'employer la dialyse pour les couches profondes du sédiment, de même pour les sédiments naturellement trop compactés.

Remarque: Lors des expériences *in vitro*, les résultats obtenus par les deux méthodes étaient semblables car la membrane était peu profondément enfoncée dans le sédiment .

Concernant la sensibilité de la dialyse face à une variation du milieu: le rapport S/V des cellules de la plaque est supérieur à celui des flacons, avec une surface d'échange plus grande ces cellules sont plus sensibles et devraient réagir plus vite que les flacons à une perturbation externe. De plus, les substances se diluent dans le flacon et il y a un gradient de concentration entre le fond du flacon et la membrane, là où elles pénètrent , ce qui est évité par les cellules de faible volume.

Le carottage perturbe considérablement l'échantillon: lors du prélèvement, l'interface est remis en suspension, le volume est écrasé et les limites entre les différentes couches deviennent moins nettes. Le découpage des carottes en horizon n'est pas précis et il ne tient pas compte des couches sédimentaires.

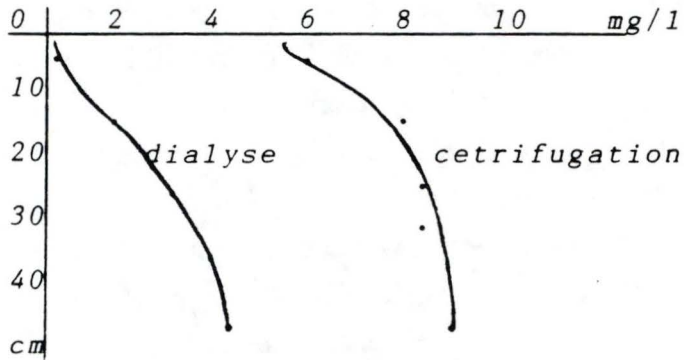
Les horizons provenant de carottes différentes sont regroupés en un seul échantillon et que les contenus des cellules à dialyse d'un même horizon provenant de deux plaques sont mélangés: on effectue ainsi une moyenne qui intègre dans une certaine mesure les variations dues à l'hétérogénéité spatiale du sédiment.

Le problème de la plaque à dialyse est son long séjour en sédiment , des bulles d'air peuvent apparaître dans les cellules, des algues et des bactéries se développent à la face externe de la membrane et modifient les résultats (remarque n°1).

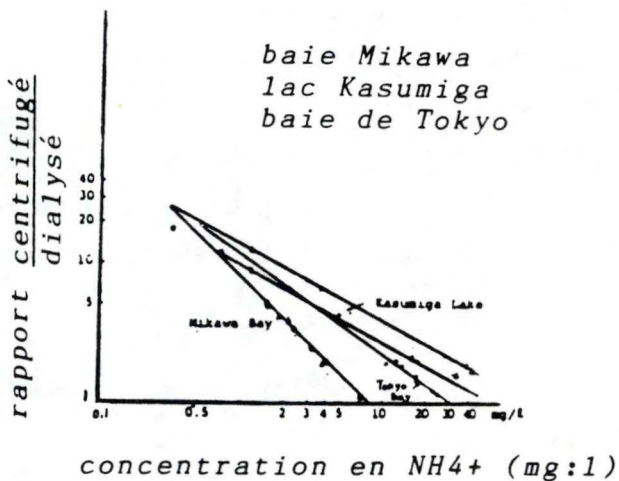
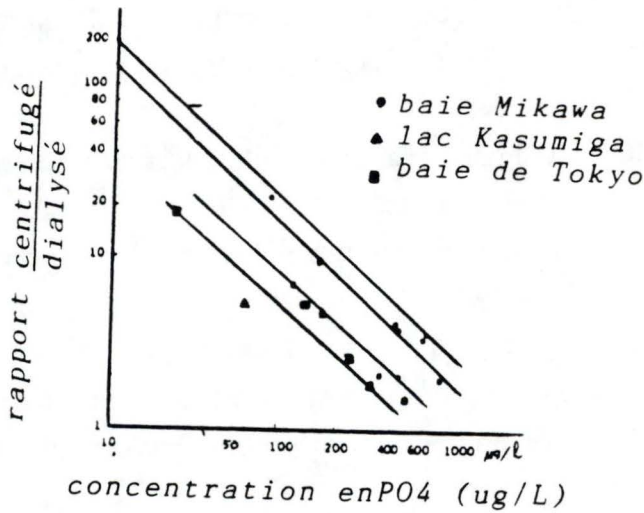
Pratiquement, la préparation de la plaque demande une demi-journée mais sa pose et son retrait sont rapides et aisés, l'eau extraite est immédiatement dosable. Les opérations faisant suite au carottage sont nombreuses: deux minutes pour le prélèvement, six minutes de découpage d'une carotte et de conditionnement d'un échantillon (on a fait 5 carottes), 30 minutes de centrifugation et 45 minutes de filtration: autant de temps pour que les conditions initiales de l'échantillon varient.

Figure n° 44:

A - Les valeurs obtenues par la centrifugation sont supérieures à celles obtenues par la dialyse: profil de concentration en  $N-NH_4^+$  en fonction de la profondeur du sédiment ( expérience de Yoshida, 1982)



B - Rapports centrifugation/dialyse en fonction des concentrations en  $N-NH_4^+$  et  $P-PO_4^{---}$  ( Yoshida, 1982).



### En conclusion.

La dialyse et la centrifugation donnent des résultats semblables pour les couches supérieures du sédiment. Généralement, les valeurs de la dialyse sont plus faibles que celles de la centrifugation (Yoshida, 1982; figure n°44): la dialyse, phénomène passif de diffusion au travers d'une membrane, sous-estimerait les valeurs réelles.

Le problème ainsi posé: quelle est la méthode donnant les résultats les plus proches de la réalité ?

## 4. DISCUSSION ET CONCLUSION

Deux techniques d'extraction de l'eau interstitielle du sédiment ont été expérimentées ici. Les questions posées portent sur la comparaison et l'adéquation de l'une ou l'autre dans le but recherché: l'extraction de l'eau interstitielle du sédiment pour le dosage de ses nutriments azotés dissous.

Afin d'obtenir des résultats fiables, l'échantillonnage doit répondre à certaines exigences:

- La structure du sédiment ne doit pas être modifiée en particulier à l'interface "sédiment / eau".
- Le risque d'oxygénation de l'eau interstitielle doit être évité.
- La température et la pression ne doivent pas être modifiées.
- Le volume de sédiment prélevé doit être suffisant.
- Un minimum d'eau doit être incorporé au sédiment afin d'éviter les risques de dilution.
- La précision et la sensibilité de la méthode doit être suffisante pour pouvoir traduire les variations brutales de l'un ou l'autre paramètre.

Ce sont les pH, conductivité,  $\text{NH}_4^+$  et  $\text{N}_{\text{tot}}$  dissous qui sont les variables les plus significatives en eau interstitielle. Les  $\text{NO}_2^-$  et  $\text{NO}_3^-$  sont très peu influants quantitativement dans le bilan d'azote mais par contre ils témoignent du déroulement de processus biologiques dans le milieu.

### a. La dialyse.

Globalement, les phases de croissance et de stabilisation (Carrigan, 1985) s'observent; la majorité des paramètres y répondent positivement .

La première série des manipulations veut vérifier l'influence de certains paramètres sur la cinétique de la dialyse. Contrairement à l'attente, la température n'accroît pas la vitesse d'équilibration pour l'espèce étudiée. Une variation de la pression osmotique dans le milieu extérieur entraîne une rééquilibration "in/out " après un certain délai qu'il est important de connaître si on veut prélever lorsque les résultats sont le plus représentatifs possible des conditions naturelles du moment: c'est un des principaux problème de la dialyse *in situ*.

L'utilisation de la plaque à dialyse montre des avantages: l'eau interstitielle du sédiment peut être suivie au même endroit au cours du temps ( le carottier effectue des prélèvements disséminés dans le sédiment). La plaque remanie moins le milieu (Nartens et Klump, 1980; Carrigan, 1984). Ainsi, son retrait du sédiment occasionne un trou de moins d' 1 L contre 2,5 L pour le retrait d'une carotte, ce trou est comblé rapidement par du sédiment remanié. La plaque permet, par le profil en profondeur, d'analyser la transition "eau superficielle --> interface eau/sédiment --> eau interstitielle" en continuité grâce à ses cellules superposées. Le temps d'échantillonnage est très court, l'eau qu'on obtient est prête à analyser et les actions qui suivent sont minimales. Le matériel en lui-même est très simple et facilement transportable, il demande un minimum de manipulation *in situ*. qui, excepté pour la préparation de la plaque, sont très rapides.

Les problèmes majeurs sont les temps d'équilibration, la contamination des cellules par l'oxygène pouvant provoquer l'oxydation des formes azotées (Carrigan, 1985), la dilution du milieu "out" à proximité de la membrane. La dialyse est également soumise à des erreurs dues aux équilibres incomplètes. La membrane est souvent le siège d'un développement microbien. Lors d'études pratiquées sur les métaux, il est apparu que la contamination par des particules chargées et le développement possible d'un potentiel électrique au travers de la membrane peut interférer avec la diffusion libre des ions (Carrigan et al, 1985). Le diamètre des pores et le type de membrane doivent également être pris en compte (Hopner, 1981). Certaines substances peuvent s'adsorber à la membrane.

Selon nos résultats, la dialyse serait influencée par la compacité du sédiment et sous-estimerait les concentrations réelles de l'eau.

Les résultats sont variables et parfois même aberrants: nous avons rencontré des taux d'équilibration supérieurs à 100 % en phase de croissance, ce qui est impossible.

Tableau n°3:

Exemple de résultats pouvant être obtenus à partir d' une carotte de sédiment (carottage à main dans l'Oise (France) (CEMAGREF, 1983)).

Point 1	Prof. en cm.	Coupe verticale schématique	Mesures in situ			Sédiment humide			Phase solide						Eau interstitielle					
			t°C	pH	rH	Hum. %	Azote minéral		Granulom. %			Azote Kjeldahl %	C. org. %	Perte au feu %	Phosphore en P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> %	Carbonates %	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg/l	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/l
							NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> %	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> +NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> %	<50µ	50 à 200µ	200 à 500µ									
Couche fluide avec débris végétaux, couleur marron	0		15	6,1	23															
			15	6,2	17	335	0,11	traces	98	2	0	0,47	4,5	10	0,60	4	0,0	0,26	8,4	1,8
Couche fine, homogène, grise	20		15	6,4	16,5	249	0,09	"	99,7	0,3	0	0,37	3,0	9	0,42	4	0,0	0,13	9,2	1,4
			15	6,4	16,5	178	0,10	"	99,5	0,5	0	0,24	2,8	8	0,42	4	0,0	0,07	12,4	0,3
			15	6,5	15,5	141	0,10	"	94	5	1	0,21	2,5	8	0,52	4	0,0	0,07	15,2	0,2
Couche fine, grise à beige clair Passée grossière	40		15	6,4	14,5	124	0,09	"	89	10	1	0,24	3,8	8	0,44	3,5	0,0	0,10	17,4	0,3
			15	6,2	15,0	90	0,09	"	96	4	0	0,19	2,4	7	0,37	5	0,0	0,13	17,2	0,3
Couche fine, compacte, grise à beige clair	80		14*5	6,2	15,0															
Point 2																				
Couche limoneuse superficielle	0		8	7,3	22	191	0,05	"	95	5	0	0,12	3,2	9	0,40	41	0,3	0,08	5,9	-
Vase gris-noir	20		8	7,0	19,5	181	0,08	"	97	3	0	0,30	3,9	8	0,54	46	0,0	0,03	9,9	-
			8	6,9	19,0	157	0,11	"	96	4	0	0,30	3,4	8	0,51	39	0,0	0,03	17,8	-
Couche sableuse, grise	40		9	6,9	19,0	137	0,18	"	96	4	0	0,30	3,4	9	0,61	31	0,0	0,10	29,5	-
			9	6,8	18,0	53	0,09	"	16	73	11	0,10	1,4	4	0,28	10	0,0	0,03	44,5	-
Couche sableuse gris-noir	60		9	6,7	16,5	54	0,09	"	22	63	15	0,10	1,3	3	0,29	12	0,0	0,00	55,5	-
Couche sableuse gris-jaune	80		10	6,6	15,0	52	0,13	"	37	57	6	0,20	2,1	6	0,37	13	0,0	0,00	45,0	-
			10	6,6	14,5	54	0,14	"	31	62	7	0,10	1,6	4	0,24	14	0,0	0,00	54,5	-

## b. La centrifugation.

Le prélèvement du sédiment brut par carottage est une étape supplémentaire à l'extraction de l'eau interstitielle ne pouvant se faire qu'une fois de retour au laboratoire. La centrifugation et la filtration prennent un temps considérable mais le prélèvement en lui-même demande peu de préparation. Le carottier remanie considérablement le sédiment. Une carotte subit des modifications lorsqu'on la retire du carottier (tassement) et lorsqu'on la découpe en horizons. De plus l'échantillon subit des variations importantes de condition d'oxydation, de température et de pression (Bischoff et al,1970; Fanning et Gilson,1971; Bray et al,1973; Lyons et al, 1979). Ainsi, les sédiments remis à l'air libre peuvent subir des phénomènes d'oxydation, en particulier pour leurs zones anaérobies.

Le prélèvement est soumis à la variabilité spatiale du sédiment. Les difficultés d'utilisation du carottier résident dans la pénétration du sédiment et dans la récupération d'échantillons représentatifs à la fois des couches voisines de l'interface (maléables et fluides) et des couches profondes (accessibilité) (Hongve et Erlandsen, 1979).

Les causes susceptibles de déformer les échantillons sont multiples: épaisseur des parois, frottements internes, compression des couches.... tous ces phénomènes étant plus ou moins accentués selon le diamètre du tube et la vitesse de pénétration. A vitesse lente, les effets de paroi, de compression et de remise en suspension sont moindres (Rofes et Savary,1981).

Nous avons utilisé "le carottier à main" car il convient mieux aux milieux peu profonds recouverts de sédiments fin, essentiellement de type vase (Rofes et Savary,1981).

L'avantage du carottier est que, en plus de fournir l'eau interstitielle, il permet toute une série de travaux sur la phase solide du sédiment et sur le sédiment humide (tableau n°3). La technique de carottage permet la mesure *in situ* du pH, rH, de la granulométrie, une description des horizons, de la matière organique..., ceci est impossible avec la plaque à dialyse.

Remarque: Les résultats sont soumis à des erreurs analytiques (sensibilité de la méthode de dosage et interférences, précision sur la mesure, erreur de dilution des échantillons...), ou pratiques (contamination des échantillons ou du matériel, problème de stockage et de conditionnement des eaux...).

Nos manipulations ont permis d'obtenir des résultats significatifs

concernant la dialyse: le temps moyen d'équilibration pour l'espèce la plus lente (N<sub>tot</sub>) est de 12 jours et 5 jours pour le NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, plus rapide. Ce dernier n'est pas influencé par la température, il n'est pas spécialement atteint plus rapidement à 10° ou à 25°c.

Les valeurs obtenues en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et en N<sub>tot</sub> par la centrifugation sur sédiment *in situ* varient de 4 à 10 mg/l-N et jusqu'à 15 mg/l-N en milieu fertilisé pour le N<sub>tot</sub>, et de 1 à 4 mg/l -N et jusqu'à 10 mg/l-N en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en sédiment fertilisé. Les valeurs obtenues sur l'eau interstitielle dialysée, à l'équilibre, s'étendent de 7 à 12 mg/l-N pour le N<sub>tot</sub> et de 1 à 10 mg/l-N pour le NH<sub>4</sub><sup>+</sup> respectivement en milieu témoin et fertilisé.

Il semblerait que ce soit la centrifugation qui donne une eau interstitielle la plus proche de la réalité du point de vue de la concentration en NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: elle permet d'estimer jusqu'à 95 % des valeurs réelles calculées (cela n'est pas observé pour les nitrates). La dialyse donne des valeurs plus faibles que celles de la centrifugation: on en déduit que la dialyse peut considérablement sous-estimer la réalité (les valeurs obtenues sont jusqu'à deux fois moindre à celles de la centrifugation).

Dans l'étude du cycle de la matière et en particulier de l'azote, la connaissance du bilan de masse en azote (dépendant des stocks de l'étang et du sédiment) et celle des processus biologiques qui s'y déroulent sont importantes. La centrifugation est plus apte à la mesure des concentrations (pour le bilan de masse) et la dialyse semble plus adaptée à une étude qualitative et aux processus biologiques des zones voisines de l'interface d'un sédiment plutôt fluide et permet une zonation plus précise. Une étude approfondie du cycle de la matière en sédiment appellera l'une et/ou l'autre méthode selon le but recherché.

-----

## CONCLUSION GENERALE

L'écosystème aquatique est générateur de ressources renouvelables et peut assurer des productions de protéines supérieures à celles de l'agriculture terrestre.

La connaissance des multiples interactions de l'écosystème étang permettrait de bénéficier de son fonctionnement naturel et d'en augmenter l'efficacité par une gestion appropriée, sans rompre les équilibres existants. Le but de cette gestion est de contrôler le cycle de transformation des matières dans l'étang et d'orienter le flux de l'énergie vers le poisson, pour augmenter sa production.

La fertilisation organique des étangs se base sur le recyclage des déchets d'origines diverses. Elle permet d'augmenter la production à tous les niveaux trophiques de l'étang: les microorganismes en tirent parti pour accroître leur biomasse et la minéralisation qu'ils opèrent aboutit à la libération de nutriments dont bénéficie la production primaire autotrophe. C'est sur ce schéma que viennent se brancher les autres maillons trophiques de l'étang parmi lesquels se trouvent les poissons.

La majeure partie de la décomposition et de la minéralisation des matières élaborées dans l'étang (ou additionnée par la fertilisation organique) s'effectue dans les sédiments. Ces derniers interviennent de façon prépondérante dans le cycle de la matière mais ils restent encore mal connus et difficiles à étudier.

Les sédiments sont le site de processus biologiques étroitement couplés à la régénération des nutriments dont dépend la productivité primaire de la colonne d'eau. Les formes minérales azotées sont libérées dans l'eau interstitielle du sédiment suite à la décomposition des matières organiques; les nutriments azotés solubles diffusent alors vers la colonne d'eau et l'enrichissent.

L'azote a été choisi pour suivre le flux de la matière dans l'écosystème aquatique car c'est un élément vital pouvant être un indicateur de la quantité des ressources nutritives du milieu aquatique (Andersen, 1987). Le cycle de l'azote est facilement étudiable, contrairement au cycle du carbone. Connaissant relativement bien les entrées et les sorties ainsi que les transformations de la matière azotée en milieu aquatique, l'étude des flux azotés et des utilisations de l'azote par les microorganismes en étang est déjà très avancée (Pekar et Olah, 1986; Schroeder et al., 1987).

Ma contribution apportée à l'étude du cycle de l'azote dans les sédiments d'étangs de pisciculture porte toutefois sur un aspect pratique très restreint : le travail

concerne l'étude de techniques d'extraction de l'eau interstitielle du sédiment (la dialyse et le carottage / centrifugation) dans le but de l'analyser. Des résultats fournis par ces techniques pourront en bout de compte, donner des indications sur les processus de décomposition de la matière (d'un fertilisant organique par exemple) dans l'eau et dans les sédiments, mais cet aspect n'est pas étudié dans le cadre de nos expérimentations.

Il est évident qu'aucune méthode n'est jamais sans artéfact: le carottage est considérablement perturbateur du milieu et de l'échantillon et la source d'erreur majeure de la technique de la dialyse est son instabilité autour de l'équilibre "in / out" face aux variations du milieu extérieur. Pratiquement, la dialyse demande moins de temps et moins de matériel et elle peut directement être employée sur le terrain: l'extraction est directe. Les deux techniques permettent d'effectuer un profil de concentration en profondeur: la dialyse semble moins adéquate pour les zones profondes du sédiment que la centrifugation (ou lorsqu'il s'agit de sédiments contenant peu d'eau interstitielle).

Parmi les substances dissoutes étudiées, l'ammonium est la forme minérale la plus abondante dans l'eau interstitielle ( de 1 à 10 mg/l-N), il répond très bien à la centrifugation: elle extrait une eau dont la concentration en  $\text{NH}_4^+$  est très proche (à 95%) de l'eau interstitielle dans son contexte sédimentaire. Le bilan d' azote du sédiment, d'abord influencé par le  $\text{NH}_4^+$ , peut donc être étudié par la centrifugation. Par contre, les nitrates (et nitrites) sont très mal conservés par la centrifugation (on en décèle une perte moyenne de 50%), leur concentration est naturellement très faible mais ils permettent de déceler des processus microbiologiques (nitrification, dénitrification...) dont le maximum de l'intensité siège à l'interface eau-sédiment. La transition "eau --> interface --> eau interstitielle" est précisément étudiable par la dialyse : enfoncée verticalement dans le sédiment, la membrane à dialyse est simultanément en contact avec ces trois compartiments qu'il est alors possible de comparer selon leur succession verticale (profil de concentration).

Dans le cadre de la fertilisation organique des étangs de pisciculture, l'étude quantitative de l'azote entrant et sortant du système (bilan d'azote) serait, en sédiment, préférentiellement réalisable avec la centrifugation, méthode très conservative du  $\text{NH}_4^+$  de l'eau interstitielle .

D'après nos résultats, une étude plus fine des phénomènes biologiques de l' interface serait mieux abordable par la dialyse.

## BIBLIOGRAPHIE.

**AFNOR .1979.** Recueil des normes françaises. Méthodes d'essai des eaux. NF T 90 012, NF T 90 013, NF T 90 0 15. AFNOR (ed) 342P.

**Almazam G et Boyd CE.1978.** Plankton production and Tilapia yield in ponds. *Aquaculture*, 15 : 75-77.

**Andersen JM. 1975.** Influence of pH on release of phosphorus from lake sediment . *Int. Rev. gas. Hydrobiol*, 76 : 411-419.

**Andersen JM. 1983.** Significance of denitrification on the strategy for preserving lakes and coastal areas against eutrophisation. In Golterman (ed): *Denitrification in the nitrogen cycle*, 171-189.

**Andersen JM. Jorgensen MH et Sorensen J.1984.** Diurnal variation of nitrogen cycling. 1. Denitrification. *Mar. Biol*, 83 : 171-176.

**Avnimelech Y et Lacher M. 1981.** On the role of soil in the maintenance of fish pond's fertility in developments . *Hydrobiology* , 2 : 251-254.

**Avnimelech Y.1983.** Phosphorus and calcium carbonates solubilities in Lake Kinneret. *Limnol. Oceanogr*, 28 : 640-645.

**Avnimelech Y et al. 1984.** Decomposition of organic matters in sediments. *Env. Sci. Tech.* , 18 : 5-11.

**Avnimelech Y et Vodka M. 1988.** Accumulation of nutrients in the sediments of Maaleh Kishon reclaimed effluents reservoirs. *Water research* , 22 : 1437-1442.

**Azam A et al .1983.** The ecological role of the water column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* , 10 : 257\_263.

**Balvay G .1980.** Fonctionnement et controle du réseau trophique en étang. In R Billard (ed) *La pisciculture en étang*. INRA Publ. , 47-79.

**Balvay G. 1980.** Note sur l' intégration de la pisciculture dans les activités agricoles; exemple de la Chine. *Bull. Franc. de piscic.* n° 278.

**Banoub MW. 1977.** Experimental investigation on the release of phosphorus in relation to iron in freshwater- mud system. In Golterman (ed) *Interactions between sediments and freshwater*, 324-330.

**Barbier P. Kalimanjira C. Micha J-C. 1985.** L' aménagement des zones marécageuses en écosystème agro- piscicole: le projet Kirarambogo au Rwanda . CMS/ FUCID/ INADES.

**Barko JW et Smart RM. 1980.** Mobilisation of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Fresh Wat. Biol.*, 10 229-238.

**Beaupied H. 1975.** Effets in vitro d' apports d' azote organique et de potassium sur la minéralisation de l' azote et sur les échanges entre la vase et l' eau. *Rev. Ecol. Biol. Soll.*, 12: 657-666.

**Beaupied H. 1980.** Le cycle de l' azote dans les étangs. In Billard R : *La pisciculture en étang*. INRA Publ., 81-97.

- Belser LW. 1979.** Population Ecology of Nitrifying Bacteria. *Ann. Rev. Microbiol.*, 33: 303-333 P.
- Berard A. 1991.** Rapport d'activité. ENSSAA Dijon 1991.
- Bertru G. 1980.** Les échanges sédiments-eau dans les étangs. In: Billard R, La pisciculture en étang. INRA Publ., 36-46.
- Billard R. 1980.** La polyculture en étang. In Billard La pisciculture en étang. INRA Publ. Paris, 269-281.
- Billard R. 1980.** L' étang et l'agriculture des eaux. In R Billard, La pisciculture en étang. INRA Publ. , 15-28.
- Billard R et Marcel J. 1980.** Quelques techniques de production de poissons d' étang. La pisciculture française, 16ème année 1èr trimestre.
- Billard R. 1988.** Aquaculture et agriculture. La pisciculture française. Lab. de physiologie des poissons. INRA 16ème année 3 et 4 ème trimestre.
- Billard R. 1989.** L'exploitation des ressources vivantes aquatiques. Role et perspective de la recherche. Paris Collection Etude. Ministère de la recherche et de la technologie, 130p.
- Billard R et al. 1989.** Aquaculture and rural management. ESA. Spec. Publ., 11.
- Billard R. 1990.** Impact de la pisciculture sur l' aménagement rural. CECPI/ FAO/ 90/ symposium 45p.
- Billard R. 1990.** La pisciculture d' étang. Chambre de l' agriculture, 764 (suppl) 31-56.
- Billard et al. 1990.** The impact of aquaculture in rural management. In aquaculture Europe 98. De Paw et Billard (eds). European aquaculture Society. Special publication N°12.
- Billen G et al. 1980.** Concentration and microbial utilization of small organic molecules in the Scheldt estuary. *Estuarine and coastal marine science*, 11 : 279-294.
- Bishoff JL et al. 1970.** Composition of intertidal water of marine sediments. Temperature and squeezing effects. *Science* , 167 : 1245-1246.
- Boiron B. 1989.** Etude de système agro-piscicoles en Dombes. Compte rendu du 30/03/1989. INRA Paris- Grigon.
- Bostrom B. 1984.** Potential mobility of phosphorus in different types of lake sediment. *Int Rev. gas. Hydrobiol.* , 69 : 457-474.
- Boyd CE. 1971.** Phosphorus dynamic in ponds. Proc. of 25è Annual Conf of South ass. of gama and fish. Comm. , 418-426.
- Boyd CE. 1976.** Phosphorus dynamic in ponds. Proc. of 25e° Annual Comf. of South Ass. of Game and Fish , 70(5) : 659-668.
- Boyd CE et al. 1978.** Predicting early morning dissolved oxygen concentration in Channel catfish ponds. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 107 : 484-492.
- Boyd CE. 1979.** Water quacity in warm water fish pons. Auburn Univ. Craftmaster (ed), 359p.
- Boyd CE. 1979.** Lime requirement and application in fish pond. In Pilley et Dill (eds) Advance in aquaculture. FAO FISH. news book, 102-120.

- Boyd CE et al. 1980.** Comparison of five fertilisation programs in fish ponds. *Trans. Am. Fish. Soc.* , 110 : 541-545.
- Boyd CE et Misig Y. 1981.** Orthophosphate uptake by phytoplankton and sediment. *Aquaculture* , 22: 165-173.
- Bray JT et al. 1973.** Phosphate in interstitial waters of anoxic sediments: oxidation effects during sampling procedure. *Science* , 180 : 1362-1364.
- Brener RA. 1979.** A rate model of organic matter decomposition during sulfate reduction in marine sediments. *Coll. Intern. du CNRS (Paris)* , 293 : 35-44.
- Brown CM. 1981.** Nitrogen mineralisation in soil and sediments. In *Experimental microbial ecology* . Ed. RG Burns et JH Slater Blackwell Sc. Publ., 154-163.
- Buck JF et al. 1976.** Experiment in recycling swine manure in fish-ponds. *FAO Tech. Conf. on aquaculture. Kyoto FIR*, 29 : 7p.
- Caffrey MC et al. 1980.** Benthic fluxes of nutrients and manganese in Narragansett bay, Island. *Limnology and oceanography*, 25 : 31-44.
- Campbell C. 1983.** *Microbial Ecology*. 2ème édit. 191p. In: *Basic Microbiology*. vol. 5 Blackwell Scientific Publication.
- Carrigan R. 1984.** Interstitial water sampling by dialysis: methodological notes. *Limnol. Oceanogr.*, 29 : 667-670.
- Carrigan R et al. 1985.** Sediment pore water sampling for metal analysis: a comparison of techniques. *Geochim. Cosmochim. Acta.* , 49 : 2493-2497.
- Chahuneau F et Des Clers S. 1980.** Perspective de modélisation du réseau trophique en étang; applications potentielles à l'optimisation de la production piscicole. In R Billard (ed) *La pisciculture en étang*. INRA Publ., 129-138.
- Chalamet A et Bardin R. 1977.** Action des ions ferreux sur la réduction de l'acide nitreux dans les sols hydromorphes. *Soil Biol. Biochem.*, 9 : 281-185.
- Degani G et al. 1982.** Feeding *Sarotherodon aureus* with fermented cow manure. *Bamigdeh*, 34 : 119-129.
- Delinge G. 1990.** Productivité et production des étangs de pisciculture Africaine. (non édité).
- de Paw N et al. 1980.** Microalgae wastewater system: potentials and limits. In *Conf. phytoepuration and employment of the biomass produced*. Prama, Italy 76p.
- Descy JP. 1988.** Eutrophisation en rivière. *Probio revue*, 11 (1 et 2) : 107-124.
- Dimitrov M. 1974.** Mineral fertilisation of carp ponds in polycultural rearing. *Aquaculture* , 3 : 273-285.
- Droop MR. 1973.** Some thoughts on nutrient limitation in algae. *J. Phycol.*, 9(3) , 264-272.
- Eppley RW et EH Renger. 1974.** Nitrogen assimilation of an oceanic diatom in nitrogen limited continuous culture. *J. phycol.*, 10 : 15-23.
- Fanning K et Gilson M. 1971.** Interstitial silicic acid and pH in marine sediments: some effects of sampling procedure. *Science* , 173 : 1228-1231.

- FAO, 1981.** Développement de l' aquaculture continentale en Chine. FAO Fish. Tech. PAP. , n° 215.
- Favarger PY et Gallerini B, 1988.** Géochimie des structures fines des sédiments du Lémant. Eaux interstitielles. Conf. Int. des Limn. Franc. CILEF AUSSOIS (eds), 23-29.
- Fenchel TM et Jorgensen BB, 1977.** Detritic food chain of aquatic ecosystem: the role of bacteria. *Advances in microbial ecology*, 1 : 1-58.
- Fillos J, 1977.** Effect of sediments on the quality of the overlying water. In Golterman (ed) *Interactions between sediments and fresh water. Proc. of a Symp. held in Amsterdam*, 266-271.
- Gardner WS et Salvia D, 1981.** Kinetic estimation of nitrogen release by zooplankters. *Limnol. Oceanogr.* , 26 : 801-810.
- Goldman RC and Horne A.J. 1983.** *Limnology*. Mc. Graw-hill Books Company 464p.
- Gordon J.K. 1981.** Introduction to the nitrogen fixing procaryotes. In STARR and Col (eds) *The procaryotes.*, 1 : 783-794.
- Hall G.H. 1982.** Apparent and mesured rates of nitrification in the hypolimnion of a mesotrophic lake. *Appl. Environ. Microbiol.*, 43 : 542-547.
- Hattori A. 1983.** Denitrification and dissimilatory nitrates reduction. In *Nitrogen in marine environment*. Eds EJ Carpenter, DG Capone Academic press , 6: 191-232.
- Hepher B. 1962.** Ten years of research in fishponds fertilisation in Israël. *Bamidgeh*, 14: 29-38
- Hepher B. 1962.** Primary production in fish ponds and its application to fertilization experiment. *Limnol. Oceanogr.*, 7 : 131-136.
- Hepher B. 1966.** Some aspect of the phosphorus cycle in fish-ponds. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* , 16(3) : 1293-1297.
- Hepher B. 1981.** *Commercial fish farming, with special reference to fish culture in Israel*. In Wiley and Sons (eds) Wiley interscience, 261p.
- Hickling C.F. 1962.** *Fish culture*. Faber and faber (eds) London 295p.
- Holdren G.C et Armstrong D.E. 1980.** Factors affecting phosphorus release from intact sediment core. *Environ Sci. Technol.*, 14 : 79-88.
- Hongue D et Erlandsen A. 1979.** Shortening of surface sediment core during sampling. *Hydrobiologia*, 65(3) : 283-287.
- Hopner T. 1981.** Design and use of a diffusion sampler for interstitial water from fine grained sediments. *Environ. Technol. Lett.*, 2 : 187-196.
- Janece K. 1976.** Quelques techniques de production de poissons d' étangs. In *Billard et Marcel La pisciculture française*, 59 : 9-49.
- Janusko M. 1971.** The effect of fertilizers on phytoplankton development in fish ponds. *Polsk. Arch. Hydrobiol.* , 18(2) : 129-145.
- Jeter R.M et Ingraham J.L. 1981.** The denitrifying procaryotes. In Ep STARR and Col (eds) *The procaryotes.*, 1: 913-925.

- Keplav PE et Novitsky JA, 1980.** Microbial control of organic carbon in marine sediments. Coupled chemoautotrophy and heterotrophy. *Marine biology*, 55 : 261-266.
- Kinne O, 1980.** Aquaculture. A critical Assessment of its potential and future. *Interdisciplinary Science Review*, 5( 1): 24-32.
- Krens CL et Roeloff EW, 1977.** Puoldry wastes in the diet of Israeli carps. *Bamigdeh*, 34: 119-129.
- Kuznetov Y, 1977.** Consumption of bacteria by silver carps. *J. Ichtyol.*, 17 : 398-403.
- Lehman JT et al, 1985.** Species-specific rate of grows and grazing loss among freshwater algae. *Limnol. Oceanogr.*, 30 : 34-46.
- Leonard S, 1977.** L' aquaculture chinoise. *La piscic. Frac.*, 52 : 39-43.
- Lesel R, 1980.** Détritux et décomposeurs dans les écosystèmes aquatiques. In Billard *La pisciculture en étang*. INRA Publ., 31-36.
- Lamara WA, 1975.** Digestive activity of carp as a major contributor to the nutrient loading of lakes. *Verh. Internat. Verein limnol.*, 19 : 2461-2468.
- Lambert W et al, 1986.** Phytoplankton control by zooplankton. A study on the spring-clear waterface. *Limnol. Oceanogr.*, 31: 478-490.
- Lanoiselée B, 1984.** Fertilisation organique en aquaculture. Utilisation de lisier de parc pour l' alevinage de poissons d' étangs. Thèse à l'Institut national agronomique, Paris-Grignon.
- Lean DRS et White E, 1983.** Chemical and radiotracer measurement of phosphorus uptake by lake plancton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40(2): 147-155.
- Liebig J, 1840.** Die chemie in ihrer Anwendung in Agriculture and Physiologie. 4 th ed., 1847 London, Taylor and Walton.
- Lin Hao-ren, 1982.** Polycultural system of freshwater fish in China. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39 : 143-150.
- Liu Cc, 1988.** Organic recycling in Asia and the Pacific. The "rice-Azolla-Fish" system. *FAO RAPA Bull.*, 4 : 35p.
- Lovel RT, 1979.** Fish culture in the United States. *Sciences*, 206 : 1368-1372.
- Lu JD et Kreven NR, 1975.** The feasibility of using waste material as supplemental fish feed. *Prog. Fish. Cult.*, 37 : 241-244.
- Lyons WB et al, 1979.** Pore water sampling in anoxic carbonate sediments: oxidation artefacts. *Nature*, 277 : 48-49.
- Malcolm ST, 1981.** The chemistry of the sediments of Loch Etive, Schotland. Thesis univ. of Edinbourg., 183p (non édité).
- Malcolm ST et Stanley C, 1982.** The sediment environment. In Nedwell and Brown (eds) *Sediments microbiology*. Soc. for general microbiology, 4-14.
- Martens SC et Klump I, 1980.** Biogeochemical cycling in an oceanic rich coastal marine basin. 1. Methan sediment-water exchange processes. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, 44 : 471-490.
- Martin JF et al, 1987.** La fertilisation des étangs. *Aqua revue* n°11 : 35-39.

- Martin J.F. 1986.** L' aquaculture au coeur de la France. Aqua revue n°9.
- Micha J.-C. 1974.** La pisciculture Africaine. Espèces actuelles et espèces nouvelles. Zoologie et assistance technique. Edit FULREAC, Liège, 163-195.
- Micha J.C. 1981.** Aquaculture et potentialité actuelle et future en eaux douces. Bull. Fr. Piscic., 284 : 178\_188.
- Micha J.C. 1985.** L'aménagement des marais tropicaux en écosystème agro-piscicole. Bull. Acad. Roy. Sc. d' Outre mer, 31(3) : 371-389.
- Micha J.C. 1987.** Essais de valorisation des marais tropicaux en écosystèmes agro-piscicoles. Cahier d' éthologie appliquée , 7 : 57-84.
- Milstein A. Hopher B et al. 1985.** Principal component analysis of interactions between fish and the ecological conditions in fish ponds.1-Phytoplankton. Aquaculture and fisheries management , 16 : 305\_317.
- Milstein A. Hopher B et al. 1985.** Principal component analysis of interactions between fish and the ecological conditions in fish ponds.2-Zooplankton. Aquaculture and fisheries management, 16 : 319-330.
- Milstein A. Hualata G et Wohlfarth G. 1988.** Canonical correlation analysis of relationships between management inputs and fish growth and yield in polyculture. Aquaculture and fisheries management, 19 : 13-24.
- NACA. 1989.** Integrated fish farming in China. Publication of the network of aquaculture centers in Asia and the pacific. Integrated fish farming in China. NACA technical manual 7. A world food day 1989 Publication of the network of aquaculture centers in Asia and the pacific.
- Nielsen-Kamp L. 1975.** A kinetic approach to the aerobic sediment-water exchange of phosphorus in lake Esorm. Ecol. Model , 1 : 153-160.
- Nielsen-Kamp L et Andersen J.M. 1977.** A review of the litterature of sediment: wter exchanges of nitrogen compounds. Prog. Wat. Tech. Vol. 8 n° 4 et 5 : 393-418.
- Nielsen LP et al. 1990.** Denitrification and oxygen respiration in biofilms studied with a microsensor for nitrous oxydes and oxygen. Microb. Ecol. ,19: 63-72.
- Noriega- Curtis P. 1979.** Primary productivity and related fish yield in intensely manured fish-ponds. Aquaculture , 17(4) : 335-344.
- Olah J. 1986.** Carp production in manured ponds. In Billard and Marcel (eds) Aquaculture of cyprinids. INRA, Paris 295-303.
- Painter H.A. 1977.** Microbial transformation of inorganic nitrogen. Prog. Nat. Wat. Tech. 8, 3-29.
- Payne W.J. 1981.** Denitrification. Wiley interscience publication, 214p.
- Pekar F et Olah H. 1990.** Organic fertilization. Fisheries research institute. EIFAC/FAO Symp. on production enhancement in still water pond culture. 16p.
- Pompa A et al. 1982.** Experience in traditionnal hydrolic agriculture. In Maya Subsistence (ed) Flannery Acad. Press. New-York, n°14.

- Priymachenko AD et al. 1978.** The productivity of plankton associations and different trophic levels in Kremenchug reservoir. *Hydrobiol. J.* , 14 : 1-9.
- Redfield A. C. BH Ketchum et FA Richards. 1963.** The influence of organisms on the decomposition of sea water. In MN Hill (ed) *The sea.* 2 Interscience N.Y, 26-77.
- Redfield GW. 1980.** The effect of zooplankton productivity in the hypolimnion of subalpine lake. *Hydrologia* , 70 :217-224.
- Reich K. 1975.** Multi-species fishculture (polyculture) in ISRAEL. *Bamigdeh* , 27 : 85-99.
- Revsbech et al.1980.** Oxygen in the sea bottom measured with a microelectrode. *Science*, 207: 1355-1356.
- Rheinheimer G.1974.** Aquatic microbiology. Wiley interscience, 128-135.
- Rheinheimer G. 1980.** Aquatic Microbiology. 2nd Edition Wiley Interscience Publication.235 P.
- Rofes G et Savary M. 1981.** Description d'un nouveau modèle de carottier pour sédiments fins. *Bull. Franc. de pisciculture*, 283 : 102-112.
- Ruane R.I et Krenke L. 1977.** Nitrification and other factors affecting nitrogen in the Holston River. *Prog. Nat. Wat.*, 8 : 209-224.
- Rufel k. 1976.** The role of bottom sediment in the regulation of phosphates concentration in lakes. *Polsk. Arch. Hydrobiol.* , 23: 5-15.
- Schroeder G.1974.** Use of fluid cowshed manure in fish ponds. *Bamidgeh* , 26 : 84-96.
- Schroeder G. 1975.** Cow manure in fish culture. *FAO Aquacult. Bull.*, 7 (3/4) : 6.
- Schroeder G. 1978.** Autotrophic and heterotrophic production of microorganisms in intensely manured fish-ponds, and related fish yield. *Aquaculture* ,14 : 303-325.
- Schroeder G et Hepher B.1979.**Use of agricultural and urban wastes in fish culture. In Pillay and Dill *Advance in aquaculture.* FAO and Fishing nexs books publ., 487-489.
- Schroeder G. 1980.** Fish farming in manure-loaded ponds. In Pullin and Shehadeh (eds) *Integrated aquaculture-agriculture farming system.* ICLARM Conf. Proc. , 4 : 73-86.
- Schroeder G. 1980.**The breakdown of feeding niches in fish ponds under severe competition. *Bamidgeh* , 32 : 20-24.
- Schroeder G. Wohlfarth G et al. 1990.**The dominance of algal based food webs in fishpond receiving chemical fertilizers plus organic manures. *Aquaculture*, 86 : 219-229.
- Seki H et al. 1981.**Uptake kinetic of dissolved organic material in a marine ecosystem with experimental precedence with detritic food chain. *Arch. Hydrobiol.* , 92(4) : 409-418.
- Shapiro J and Zur O. 1981.** A simple in situ method for measuring benthic respiration. *Water research*, 15 : 283-285.
- Shina VRP.1986.** Integrated carp farming in asian country. In Billard and Marcel (eds) *Aquaculture of cyprinids.* INRA Paris , 377-390.
- Sparatus P. 1977.** Gut contain of silver carp and some trophic relations to other fish species in a polycultural system. *Aquaculture* ,71(2) : 137-146.

- Stahl LJ et WE Krumbein. 1985.** Nitrogenase activity in the non heterocystous cyanobacterium *ocillatoria sp.* grown under alternating light-dark cycles. *Aech. Microbiol.* , 143: 67-61.
- Stumm W et Zollinger E. 1971.** The role of phosphorus in eutrophisation. In: *Water pollution microbiology* Mitchel (ed) Wiley Interscience , 416 P.
- Tamas G. Horvath L. 1976.** Growth of cyprinids under optimal zooplankton conditons. *Bamigdeh*, 28 : 50-56.
- Tanaka K. 1988.** Phosphate adsorption and desorption by the sediment in the Chicuga River, *Japan. Bull. Seikai. Reg. Fish. Res. Lab.*, 66 : 1-12 .
- Tang Y. 1970.** Evaluation of balance between fishes and available fish food in multi-species culture pond in Taiwan. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 90 : 708-718.
- Tiapiador et al. 1977.** Freshwater fisheries and aquaculture in China. A report of the FAO fisheries (Aquaculture) .Mission to CHINA, 21 april-12 may 1976. *FAO Fish. Tech.pap.* , 168 : 84p.
- Tiedje JM.1981.** Use of N13 and N15 in the studies on dissimilatory fate of nitrates. In *Genetic engineering of symbiotic nitrogen fixation*. Plenum Publ. New-York.
- Van Kessel. 1976.** Influence of denitrification in aquatic sediments on the nitrogen content of natural water. Thèse. Wageningen, 104p.
- Verstraet E. 1981.** Nitrification. In Clark et al (eds) *Terrestrial nitrogen cycle*. *Ecol. Bull. Stockholm*, 33 : 303-314.
- Weltz D.1973.** Recent advances in organic geochemistry of humic substances and kerogen. In Tissot et Bicerano (eds) *Advances in organic geochemistry*, 4-13.
- Wetzel RG.1975.** *Limnology*. WB Saunders Company, Philadelphia.
- Winberg GG et al. 1972.** Biological productivity of different types of lakes. In: *Productivity problems of freshwater*. Kajak et Hillbricht- Lkovska (eds) *Varsovie Polish. Scientific publishers*, 383-404.
- Wohlfarth GW et al. 1980.** Use of manure in aquaculture. Some experimental results. *Symposium of aquaculture in waste water, Pretoria pap. n° 13*.
- Wohlfarth GW et Schroeder G. 1980.** Use of manure in fish farming. A review. *Agric. Wastes.* , 041/4607 : 279-299.
- Wrobel S. 1970.** Primary production of phytoplankton and production of carps in ponds. *Polsk. Arch. Hydrobiol.* , 17 : 103-107.
- Wurtz-Arlet .1980.** La fertilisation des étangs. In R Billard. *La pisciculture en étang*. INRA Publ. Paris , 99-106.
- Yang H et H Bao Tong. 1989.** Introduction of chinese integrated fish farming and some major problems. In *NACA Integrated fish farming in China*. *NACA Tech. manual 7* : 153-192.
- Yashouy A.1971.** The fish pond as an experimental model for study of interactions within and among fish populations. *Verhanlugen von der internat. Verei. fur. Limnologie.*, 17 : 582-593.

**Yashouy A. 1971.** Interactions between the common carp (*Cyprinus carpio*) and the silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in fish ponds. Bamigdeh, 23 : 85-92.

**Yoshida T. 1982.** On the behavior of nutrients in sediment pore water and on sediment surface. Japan Bottom Sediment Management Association, 172-175.

**Yu Shigang. 1989.** Ponds fertilisation and fish feeds. In Integrated fish farming in China. NACA Technical manual 7 : 669.

## ANNEXES

### Annexe n°1.

#### Caractéristiques des étangs de Dombes

Espèces produites: surtout des espèces planctonophages et benthophages (de début de chaîne alimentaire) tels des cyprinidae (carpes, tanches, gardons,...), qui sont en général moins prisés que les espèces piscivores comme le brochet ou le sandre. La combinaison des espèces permet d'obtenir des productivités extrêmement fortes (polyculture).

Gestion: le poisson bénéficie pour sa croissance de l'alimentation naturelle de l'étang, souvent stimulée par une fertilisation organique:

tableau 1- les déchets organiques et leur utilisation en Dombes (Boiron, 1989)

Type de MO	%d'étangs concernés	quantité apportée par hectare	mode d'apport	date d'apport
fumier de bovins	36	3 tonnes (66%) 3 à 7 tonnes (34%)	en tas non épandu	octobre février novembre mars
lisier de volaille	16	0,7 à 16 M <sup>3</sup>	pulvérisé écoulement direct	printemps jusqu'aux grosses chaleurs
lisier de bovins	6	7m <sup>3</sup>	déversement	
lisier de porcs	9	2 à 7 m <sup>3</sup>	en tas	
fumier de bovins	12	1 à 7 tonnes	"	"
lisier de bovins ou de porcs		4 à 12 m <sup>3</sup>	"	"

Le poisson est aussi nourri artificiellement selon la nécessité du moment: soit après l'hiver avant l'apparition du plancton, soit avant l'hiver pour permettre au poisson de faire des réserves.

tableau 2- les rendements piscicoles sont variables (Boiron, 1989)

types d'aliment	nombre d'étangs	quantité distribuée
orge, blé ou farine mélangée	30%	111 kg/ ha
orge	26%	128
Tourtaux de soja	12%	43
biofish	6%	65
brisure de maïs	3%	220
types d'exploitation	rendement net moyen (kg/ha)	variabilité (kg/ha)
étangs produisant feuille	53	22 à 82
étang de mélange	183	145 à 293
étang de pêche	304	146 à 445

## Annexe n°2.

### a) Préparation de la plaque à dialyse

- Il faut veiller à ce que le matériel soit parfaitement propre afin d'éviter toute contamination. Le matériel ( support de plexiglass, couvercle, vis,...) est trempé dans une solution d'acide nitrique dilué à 3,5 % pendant 24 h, puis est rincé à l'eau ultra-pure et séché à l'abri de la poussière.

-Les logettes sont remplies d'eau déminéralisée puis recouvertes d'une membrane, maintenue fixée au support par le couvercle. L'eau qui remplit les cellules à dialyse est désinfectée par un système de chloration / déchloration sur carbone actif et par traitement aux UV ( système branché sur le réseau du CEMAGREF).

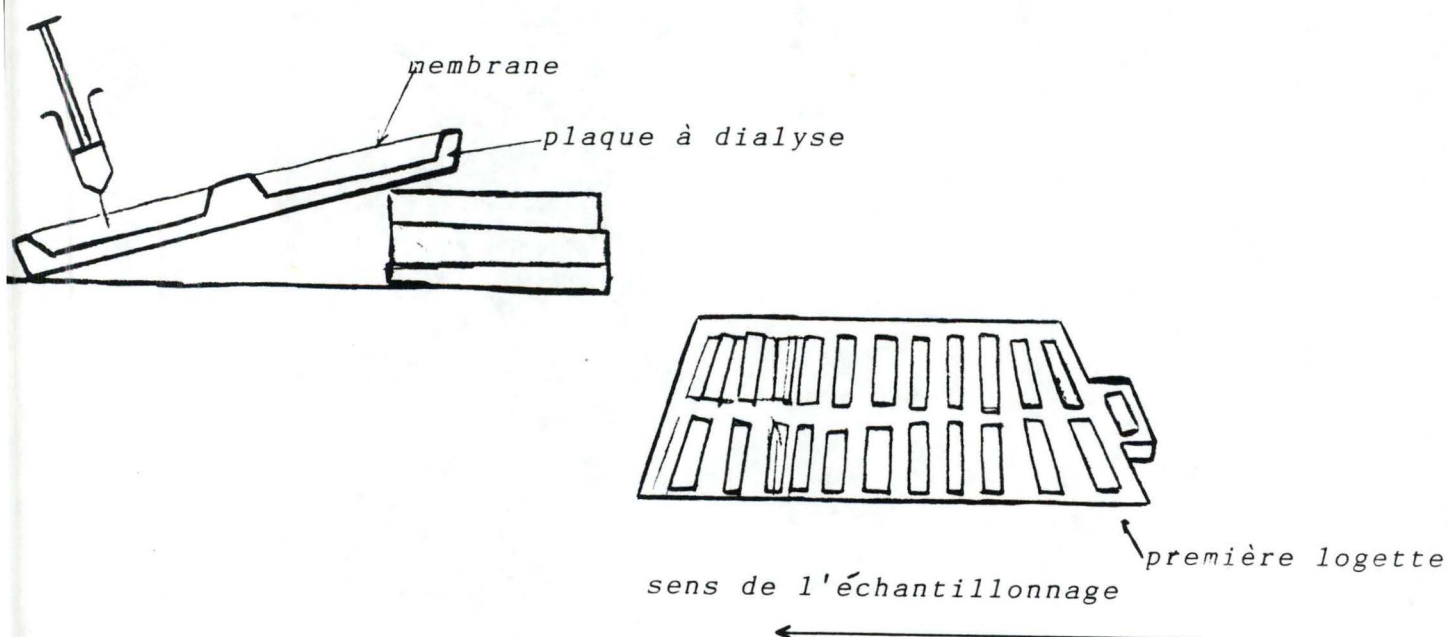
- Aucune bulle ne doit y pénétrer durant la manipulation: l'oxygène dissous pourrait modifier la composition réelle des échantillons. Pour remédier aux risques d'oxydation, l'eau est désoxygénée: on place la plaque à dialyse dans un cylindre en plexiglass muni d'une trappe, rempli d'eau ultra-pure dans laquelle on maintient un bullage continu d'azote pendant 24 h.

-La plaque à dialyse ainsi préparée doit être placée *in situ* le plus tôt possible.

### b) Utilisation de la plaque à dialyse.

La plaque est enfoncée verticalement dans le sédiment, elle est retirée après une incubation de une à trois semaines. On prélève le contenu des logettes, rincées, au travers de la membrane à l'aide d'une seringue. Les échantillons sont conservés en tubes à essai et mis à 4°C jusqu'à leur analyse.

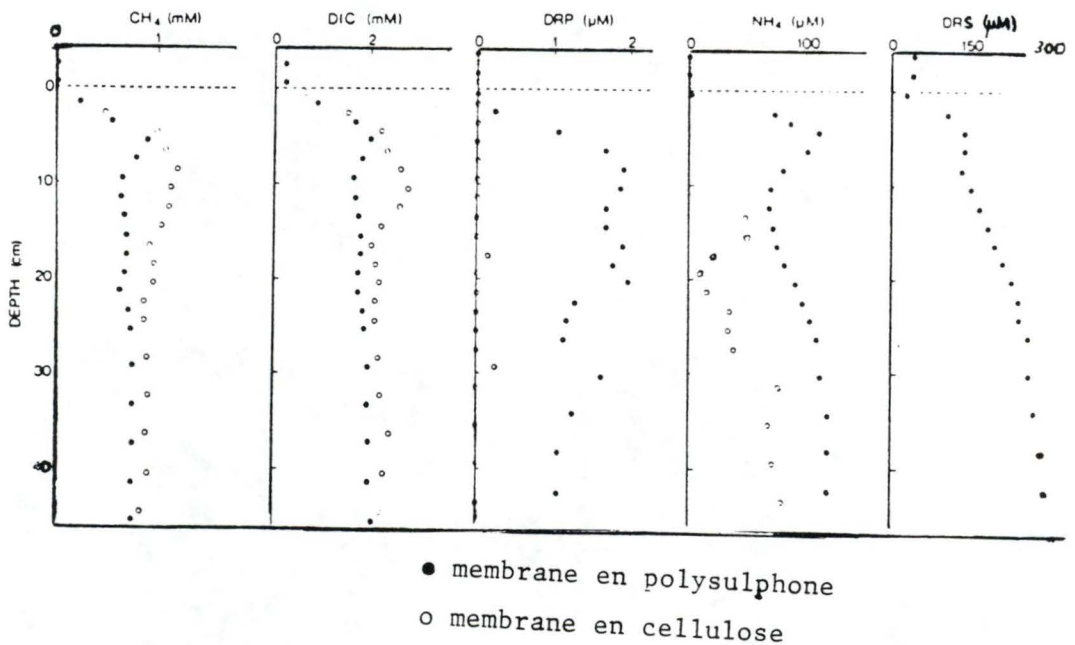
### Echantillonnage des logettes



### c) Types de résultats obtenus par la dialyse

La plaque à dialyse fournit des échantillons d'eau interstitielle provenant des différents horizons du sédiment et permet d'établir un profil de concentration en fonction de la profondeur de celui-ci.

#### Profil de concentration (Yoshida, 1982):



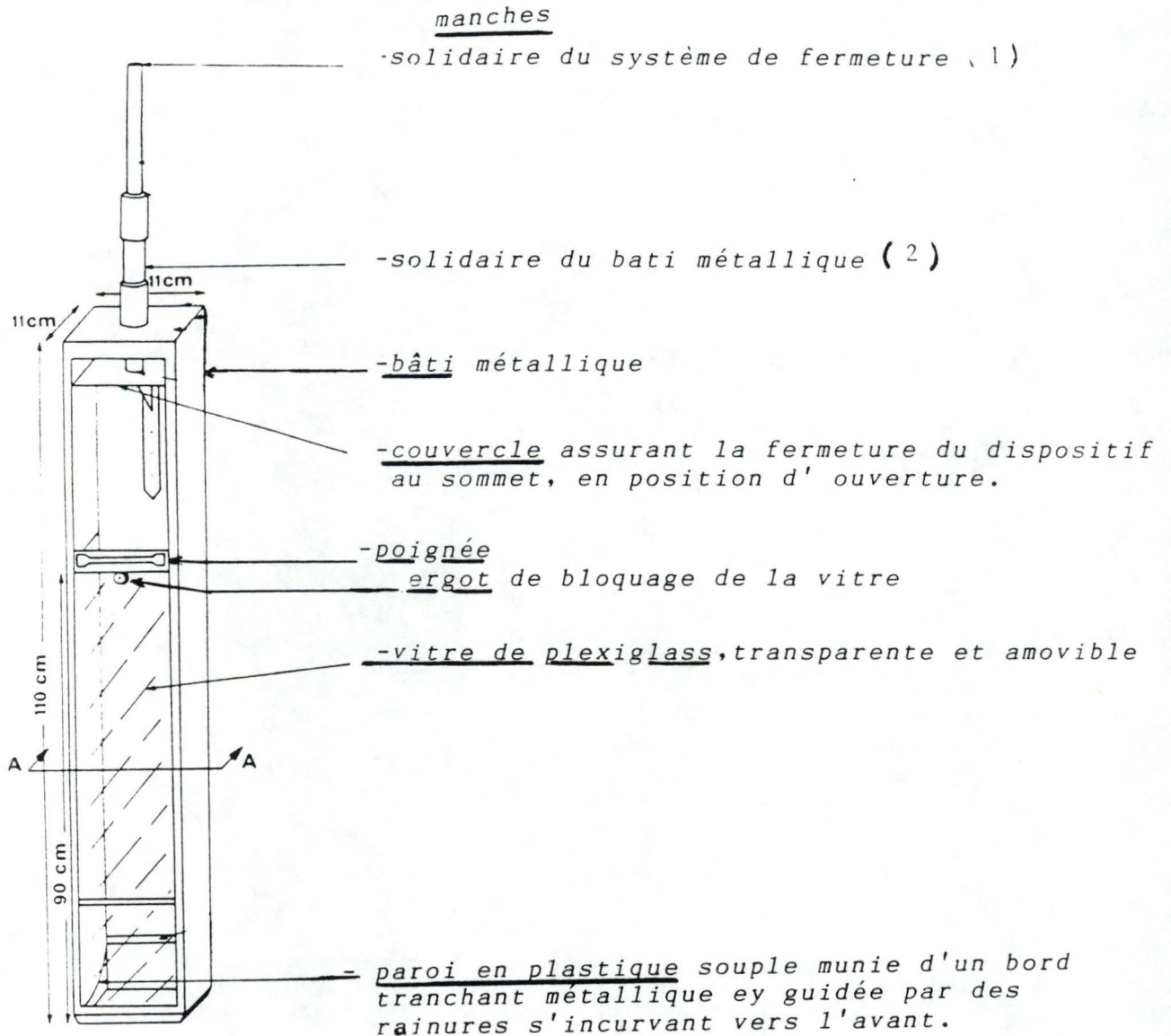
#### Annexe N°3:

##### a) Utilisation du carottier.

description: L'appareil se compose d'une carcasse métallique rectangulaire de section carrée, à trois faces pleines, une vitre de plexiglass amovible occupe la 4<sup>ème</sup> face. La fermeture haut et bas de la partie du tube recevant les échantillons est assurée à l'aide d'une lame plastique souple, munie d'un tranchant métallique, au sommet de laquelle est fixé un couvercle disposé à angle droit.

Maniement: l'appareil est ouvert lorsque la tige centrale (1) est tirée vers le haut. L'enfoncement du carottier (poids de 8,9 kg) dans le sédiment est facilité en appuyant sur le manche (2). A profondeur voulue, la tige centrale est poussée vers le bas permettant d'actionner le dispositif de fermeture isolant entièrement l'échantillon du sédiment. Le carottier est ensuite remonté en surface en tirant sur le manche extérieur, solidaire du bâti.

Représentation du carottier à main de Savary et Rofes, 1981.



Annexe n°4:

La conductivité

Définition:

Si R est la résistance de la colonne d'eau en ohm,

(la résistance entre deux points d'un conducteur lorsqu'une ddp de 1 volt est appliquée entre ces deux points et produisant un courant de 1

A)

Si S est la section en  $\text{cm}^2$ ,

Si L est la longueur en cm,

La résistivité électrique :  $RE = R * S / L$  ohm/m

La conductivité électrique est l'inverse de la résistivité et son unité est le Siemens par mètre.

## Mesure de la conductivité

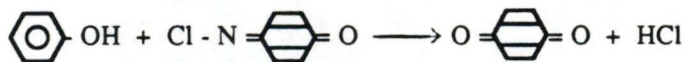
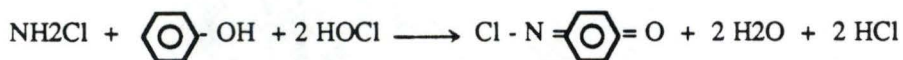
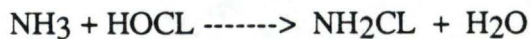
Avant son utilisation, le conductimètre est étalonné à l'aide de solution de KCl proche des conductivités des solutions à mesurer (260, 515, 1280 us/cm). La lecture est pratiquée en plongeant dans la solution l'électrode de platine et une sonde de température incorporée au système. Les valeurs sont lues sur le cadran du conductimètre, exprimés en us/cm à 20°C. La lecture est directe.

### Annexe n°5:

#### L'ammonium

#### Dosage du NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: mode opératoire

##### réaction:



Réactifs: La solution n°1- Phénol à 35 g/l + nitroprussiate de sodium (catalyseur) à 0,4 g/l, est ajoutée à 20 ml d'échantillon à raison de 1 ml par échantillon.

1 ml de la solution n°2- (solution alcaline) citrate trisodique (380 g/l) et acide dichlorocyanurique (4 g/l) rendant la solution complexante et chlorée, est ajoutée aux 200 ml d'échantillon.

1 ml de chaque solution est également ajouté à un point étalon (1 mg/l-N NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) et à 20 ml d'eau déminéralisée (blanc).

Incubation 6 h à l'obscurité.

Résultats: La lecture au spectrophotomètre donne la densité optique de l'étalon (DE), le l'échantillon (D) et du blanc (DB). CE = 1mg/l-N NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

##### Calcul des concentrations (C):

blanc: CB = CE / DE \* DB

échantillon: NH<sub>4</sub><sup>+</sup> mg/l = CE/ DE \* D- CB (en N)

appareillage: spectrophotomètre + cellule de 1 cm.

### Annexe n°6:

#### Les nitrites: mode opératoire.

réactifs: les réactifs sont directement mis en présence dans les microcuvettes de 1 cm à deux faces transparentes, à l'aide d'une pipette automatique. Dans chaque microcuvette: 2 ml d'échantillon ( ou 2 ml d'eau distillée pour le blanc, 2 ml de solution à 0,5 mg/l-N NO<sub>2</sub>- pour le point étalon), 50 µl de réactif coloré ( pour la réaction de diazotation) fait de 100 ml d'acide orthophosphorique + 4 g d'acide sulfanilamide + 2 g de dichlorure de N-éthylène diamine, dans 800 ml d'eau.

Après 15 minutes d'attente, la lecture de l'échantillon peut être faite (540 nm).

Résultats: Etalon: 0,5 mg/l-N NO<sub>2</sub>- d'une densité optique DE.

D: densité optique de l'échantillon.

NO<sub>2</sub>- mg/l en N = 0,5 / DE \* D ,

dont on déduit la valeur du blanc.

### Annexe n°7

#### L'azote total (Ntot).

##### Dosage de l'azote total: mode opératoire

Réactifs de minéralisation: solution oxydante (5 ml par 5ml d'échantillon) de K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> 4g dans 100 ml de NaOH 6 g/l. La minéralisation se fait à l'autoclave durant 30 minutes après avoir ajouté la solution oxydante à l'échantillon.

##### Réactifs pour la colorimétrie:

solution de neutralisation NaOH 3N; solution de rinçage: HCl 0,03 N; solution de sulfate de Cu: CuSO<sub>4</sub> 154 mg/l; solution de NH<sub>4</sub>Cl à 85 g/l

##### Le réactif de diazotation:

C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>2</sub>N<sub>2</sub>S: 20 g (amino 4-benzène sulfonamide)

H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> concentré: 200 ml

C<sub>10</sub>-H<sub>7</sub>-NH-CH<sub>2</sub>-NH<sub>2</sub>.2Cl: 1g (dichloro de N-(1 Naphtyl) éthylène diamine)

dans deux litres d'eau.

La réduction: granules de Cd-Cu ( colonne).

La gamme étalon en nitrates: de 0,25 à 1,5 mg/l, vérifier au passage la réduction en nitrites sur la colonne.

Appareillage de minéralisation: tubes à essais fermables de 50 ml.

5 ml d'échantillons sont mélangés à 5 ml de solution oxydante. Le tout est autoclavé à 120°C (1 bar) puis amené à 25 ml avec de l'eau déminéralisée.

Le dosage proprement dit se fait par autoanalyseur à flux continu qui comprend un système de mélange des réactifs et de séparation des différents échantillons, une colonne de réduction et un lecteur de densité optique.

Résultats: Les concentrations des échantillons sont calculées par rapport aux résultats obtenus par la droite d'étalonnage. Les valeurs sont à multiplier par le facteur de dilution 5 (5 ml d'échantillons portés à 25 ml).

#### Annexe n°8

##### Les nitrates: NO<sub>3</sub>-

Dosage des nitrates: mode opératoire

Les réactifs: Chlorure d'ammonium (200 g dans 1L) pour maintenir les propriétés réductrices de la colonne de cadmium. On utilise la solution 40 fois diluée.

Réactif de diazotation.

Réactif pour la préparation ou l'entretien de la colonne réductrice:

grain de cadmium, chlorure mercurique à 1%, acide nitrique à 1%, acide chlorhydrique à 1%.

Les résultats: les concentrations sont calculées à partir de la droite d'étalonnage obtenue, en passant dans le système "réduction --> diazotation --> coloration --> dosage spectrophotométrique" des solutions de nitrates de 0,25 à 1,5 mg/l-N NO<sub>3</sub>-. Un blanc (eau déminéralisée) est préalablement passé dans ce système où il est mélangé à l'ensemble des réactifs successifs avant d'être lu, sa valeur est extraite des valeurs notées pour chaque échantillon ayant subi le même traitement.

La minéralisation et la neutralisation ne sont pas permises pour le dosage des nitrates.

#### Annexe n°9

##### Résultats bruts.

Annexe 9- a: Cinétique de la dialyse "in vitro": eau d'étang

Cinétique de la dialyse "in vitro": eau interstitielle du sédiment

Annexe 9-b: Influence de la température sur la cinétique d'une dialyse "in vitro"

Annexe 9-c: Cinétique de la dialyse "in situ": enceinte non fertilisée

enceinte fertilisée

Annexe 9-d: Extraction du NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et du NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de l'eau interstitielle par la centrifugation

Annexe 9-e: Profil de concentration en fonction de la profondeur du sédiment

## Cinétique de la dialyse "in vitro" : eau d' étang

durée(j)	température	condu out	condu in	NO2 out	NO2 in	NH4 out	NH4 in
	(°C)	us / cm		mg/l-N		mg/l-N	
1,000	21,000	237,000		0,850	0,200	7,750	
2,000	21,500	220,000	49,000	0,730	0,400	9,570	3,700
3,000	22,000	206,000	94,000	0,730	0,500	4,360	4,600
6,000	20,000	195,000	149,000	0,790	0,700	5,600	4,500
7,000	22,000	190,000	150,000	0,850	0,700	5,250	4,200
8,000	23,200	192,000	160,000	0,740		4,630	
9,000	22,900	190,000	170,000	0,910		4,380	4,200
10,000	23,100	180,000	165,000	1,770	1,700	7,330	4,200
13,000	22,300	180,000	175,000	3,490	2,660	7,770	5,000
14,000	22,700	180,000	175,000	3,900	2,000	4,700	4,200
15,000	22,000	155,000	153,000	4,320	2,750	3,800	3,700
16,000	22,600	160,000	155,000	2,540	2,400	3,900	2,100
17,000	22,700	200,000	170,000	2,400	1,500	3,500	2,500
20,000	21,500	185,000	185,000	2,090	1,100	2,490	1,600
21,000	21,400	175,000	175,000	1,000	0,000	7,750	0,000

		mg/l-N			
pH in	pH out	NO3 in	NO3 out	ntot in	Ntot out
7,200		1,300	2,850		
6,900	6,900	2,100	2,830	5,900	13,600
7,300	6,800	2,200	2,750	10,600	10,000
6,700	7,400	2,400	2,810	11,800	13,100
6,500	6,800	2,500	2,910	11,300	13,300
7,300	6,200	2,600	3,100	9,400	11,600
6,500	7,500	3,600	5,580	10,200	11,800
5,800	6,500	3,600	5,800	10,200	10,800
5,300	5,900	4,000	5,400	9,200	9,400
5,100	5,700	3,800	5,000	11,000	11,800
6,200	5,400	2,800	3,800	11,700	12,600
	6,600	0,500	6,700	9,500	9,740
6,300		3,600	4,500	10,450	10,480
	6,400	0,000	3,000	8,780	10,200

Δconductivité	% d'extraction			
	NO3	NH4	NO2	Ntot
(us/cm)		0,000		
		38,300		23,000
237,000	47,000	95,800	43,400	49,000
171,000	75,000	80,000	94,000	69,800
112,000	81,500	80,000	84,400	83,000
46,000	84,000	92,600	85,000	85,000
40,000	85,000	95,400	81,000	
32,000	89,000	57,800	86,000	
20,000	64,000	63,800	94,000	95,000
15,000	62,000	88,500	95,600	76,200
5,000	74,000	97,400	93,800	51,800
5,000	76,000	54,700	93,250	63,600
2,000	74,000	72,000	97,500	95,700
5,000			99,700	57,500
30,000	80,000	64,300	76,500	53,500

Cinétique de la dialyse " in vitro": eau du sédiment

temps(j)	temp. °c	us/cm	mg/l-N				pH
		in conduc.	in NO2	in NO3	in NH4	in Ntot.	
0,000	21,000						
1,000	21,000						
2,000	21,000	55,000	0,020		0,800		
3,000	22,000	99,000	0,730	0,090	2,570	3,900	6,800
6,000	20,000	145,000	0,020	0,070	3,000	5,400	6,900
7,000	23,100	155,000	0,990	0,050	3,300	5,600	7,100
8,000	23,400	165,000	0,150	0,070	3,000	5,300	6,300
9,000	23,500	212,000	0,020	0,100	4,100	9,300	5,900
10,000	22,800	240,000	0,020	0,080	4,800	9,700	7,700
13,000	23,200	285,000	0,050	0,110	6,600	7,500	7,500
14,000	22,000	320,000	0,020	0,030	7,500	7,800	6,000
15,000	22,800	255,000	0,020	0,110	7,300	9,900	5,900
16,000	22,000	310,000	0,060	0,050	7,500	9,800	5,500
17,000	22,700	320,000	0,020	0,050	7,800	9,100	6,300
20,000	22,200	330,000	0,010	0,150	8,120	8,800	7,200
21,000	21,100	390,000	0,030	0,050	6,800	8,300	6,500

mg/l-N	out NO3	out NH4	out Ntot	out conduc.	out NO2
1				(us/cm)	
2	0,020	10,270		270,000	3,250
3					
4					
5					
6	0,090	12,700	15,500	280,000	0,190
7					
8					
9					
10					
11	0,410	12,700	15,600	340,000	0,060
12					
13					
14					
15					
16	0,500	9,400	8,200	570,000	0,042

Δ conduc	% d'extraction			
	% NO3	% NO2	% NH4	% N tot
270,000				
215,000			25,000	
171,000				
125,000				
125,000				
115,000	55,000	33,000	31,000	36,000
68,000				
40,000				
5,000				
20,000				
85,000	6,000	48,000	59,000	50,000
30,000				
20,000				
10,000				
(us/cm)	10,000	71,000	72,000	100,000

An 9- b

Influence de la température sur la cinétique d'une dialyse "in vitro"

temps (h)	mg/l-N		pH in 20°	pH out 20°	us/cm		% équil 20°
	NH4 in 20°	NH4 out 20°			Cond. in 20°	Cond. out 20°	
0,000	0,000	7,200	5,500	7,700	0,000	310,000	0,000
5,000	3,100	6,400	7,100	8,100	123,000	340,000	48,300
15,000	3,200	6,400	7,400	8,100	130,000	340,000	50,600
24,000	3,400	5,400	7,300	7,700	175,000	285,000	63,500
39,000	3,800	5,400	7,200	7,700	180,000	285,000	70,900
48,000	4,500	5,700	6,900	7,200	195,000	340,000	78,400
63,000	4,900	5,700	7,200	7,200	235,000	340,000	83,600
72,000	5,000	5,800	7,400	7,600	250,000	340,000	87,600
87,000	5,800	5,800	7,300	7,600	255,000	340,000	100,000

	mg/l-N		pH in 15°	pH out 15°	us/cm		% équil 15°
	NH4 in 15°	NH4 out 15°			Cond. in 15°	Cond. out 15°	
1	0,000	6,200	5,500	7,800	0,000	330,000	0,000
2	2,900	5,900	6,900	7,800	79,000	340,000	49,000
3	3,900	5,800	7,000	7,800	105,000	340,000	68,300
4	3,700	6,500	7,400	7,900	125,000	295,000	57,000
5	4,800	6,500	7,300	7,900	150,000	295,000	74,000
6	5,400	6,600	7,200	7,600	179,000	276,000	81,000
7	5,100	6,600	7,400	7,600	205,000	276,000	77,000
8	5,700	6,600	6,700	6,300	210,000	285,000	86,000
9	6,400	6,600	6,600	6,300	215,000	285,000	96,000

	mg/l-N		pH in 25°	pH out 25°	us/cm		% équil 25°
	NH4 in 25°	NH4 out 25°			Cond in 25°	Cond out 25°	
1	0,000	4,200	5,500	7,700	0,000	305,000	0,000
2	1,200	4,200	7,400	7,700	42,000	305,000	27,600
3	1,300	4,100	7,000	7,500	95,000	330,000	31,400
4	2,200	4,100	7,100	7,400	195,000	320,000	52,300
5							
6							
7	3,300	4,100	7,100	7,400	197,000	320,000	79,000
8	3,300	4,100	7,300	7,400	210,000	320,000	79,500
9	3,600	4,200	7,300	7,400	230,000	320,000	85,700

	mg/l-N		pH in 10°	pH out 10°	us/cm		% équil 10°
	NH4 in 10°	NH4 out 10°			Cond in 10°	Cond out 10°	
1	0,000	4,900	5,500	7,800	0,000	335,000	0,000
2	1,000	4,900	7,200	7,700	45,000	320,000	20,400
3	2,000	5,400	6,900	7,500	95,000	320,000	35,500
4	2,300	5,800	7,500	7,700	145,000	320,000	42,900
5	3,600	5,800	7,300	7,500	160,000	320,000	62,300
6	3,200	5,000	7,200	7,600	180,000	320,000	67,400
7	4,600	5,000	7,100	7,200	195,000	320,000	93,600
8	4,500	4,600	7,400	7,600	215,000	310,000	96,700
9	4,600	4,600	7,700	7,600	260,000	310,000	99,000

An 9- c

Cinétique de la dialyse "in situ": enceinte non fertilisée

eau libre		us/cm		mg/l-N			
-----							
	temps en j.	edt pH	edt cond.	edt NH4	edt NO3	edt NO2	edt N tot.
in	1,000	5,500	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	2,000	7,100	25,000	0,240	0,020	0,000	0,220
	3,000	6,600	32,500	0,350	0,020	0,000	0,260
	4,000	6,400	50,000	0,200	0,040	0,000	1,000
	5,000	6,200	55,000	0,500	0,030	0,030	1,200
	8,000	6,600	65,000	0,900	0,020	0,020	2,300
	9,000	6,300	62,000	0,700	0,300	0,015	2,500
	10,000						
	11,000	7,200	90,000	0,800	0,070	0,000	2,400
	12,000	7,200	96,000	0,900	0,030	0,020	2,900
	15,000	7,200	115,000	0,500	0,030	0,000	3,200
out		elt pH	elt Cond.	elt NH4	elt NO3	elt NO2	elt N tot.
	1	7,500	180,000	0,580	0,010	0,030	3,450
	2	7,400	185,000	0,550	0,020	0,040	3,850
	3	7,400	155,000	0,820	0,050	0,010	3,100
	4	7,100			0,060		3,500
	5	7,200	175,000	0,720	0,040	0,020	2,000
	6	7,500	175,000	1,100	0,070	0,020	2,600
	7	7,800	170,000	1,000		0,010	2,400
	8						
	9	7,600	165,000	1,000	0,040	0,010	3,300
	10	7,900	180,000	0,900	0,040	0,010	3,500
11	7,600	165,000	0,400	0,040	0,020	3,350	
sédiment		us/cm		mg/l-N			
-----							
	sdt pH	sdt Cond.	sdt NH4	sdt NO3	sdt NO2	sdt Ntot.	
in	1	5,500	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	2	6,800	32,000	0,300	0,010	0,030	0,300
	3	7,800	38,000	0,600	0,020	0,010	0,200
	4	6,400	50,000	0,400	0,010	0,000	0,030
	5	6,200	65,000	0,800	0,010	0,020	0,200
	6	6,300	95,000	1,000	0,020	0,010	1,500
	7	6,500	98,000	1,200	0,020	0,000	0,660
	8						
	9	7,000	170,000	1,700	0,040	0,010	2,300
	10	6,900	165,000	2,400	0,010	0,000	4,300
	11	9,800	170,000	3,500	0,050	0,020	6,700
out		sct pH	sct Cond.	sct NH4	sct NO3	sct NO2	sct Ntot.
	1	7,400	285,000	3,500	0,200	0,020	10,200
	2						
	3	7,800	255,000	1,700	0,100	0,000	6,800
	4						
	5	7,900	275,000	2,700	0,020	0,020	3,900
	6	7,900	250,000	3,200	0,060	0,010	3,600
	7						
	8						
	9						
	10	5,700	280,000	3,100	0,090	0,010	7,800
11	8,400	250,000	4,200	0,050	0,010	8,000	

Cinétique de la dialyse "in situ" en enceinte fertilisée.

	dates	edF ph	edf con	edf NH4	edf NO3	edf NO2	edf Ntot
eau libre ----- in	1,000	5,500	us/cm 0,000	mg/l-N 0,000	mg/l-N 0,000	mg/l-N 0,000	mg/l-N 0,000
	2,000	7,100	25,000	0,150	0,023	0,010	0,240
	3,000	6,700	32,500	0,320	0,040	0,000	0,390
	4,000	6,500	50,000	0,180	0,040	0,000	1,400
	5,000	6,200	55,000	0,660	0,020	0,030	2,590
	8,000	7,000	65,000	0,890	0,030	0,010	1,510
	9,000	6,400	62,000	0,830	0,035	0,010	1,540
	10,000						
	11,000	7,000	95,000	0,850	0,044	0,000	3,400
	12,000	7,000	83,000	0,900	0,020	0,010	2,600
	15,000	6,900	89,000	0,650	0,020	0,000	2,450
out		elf Cond.	elf NH4	elf NO2	elf NO3	elf Ntot.	elf pH
	1	us/ 166,000	mg/l 0,700	mg/l 0,010	mg/l 0,070	mg/l 3,700	7,500
	2	cm 167,000	1,350	0,020	0,045	6,600	7,400
	3	195,000	1,920	0,010	0,060	7,100	7,300
	4	200,000	1,650	0,000	0,060	3,500	7,200
	5	200,000	2,000	0,030	0,070	3,900	7,400
	6	196,000	1,200	0,010	0,070	1,400	8,100
	7	185,000	0,810	0,000	0,060	1,600	8,200
	8						
	9	170,000	0,230	0,010	0,040	2,700	8,000
	10	170,000	1,050	0,000	0,040	2,400	8,200
	11	170,000	0,400	0,020	0,040	2,400	7,900

sédiment

	sdf ph	sdf con	sdf NH4	sdf NO3	sdf NO2	sdf Ntot
in	5,500	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
	7,000	40,000	0,590	0,020	0,010	0,340
	6,600	48,000	1,030	0,022	0,000	0,470
	6,300	80,000	0,650	0,020	0,000	1,300
	6,200	115,000	2,420	0,020	0,020	1,230
	6,200	160,000	3,450	0,020	0,000	3,270
	6,500	180,000	5,000	0,010	0,000	4,850
	7,000	250,000	3,390	0,010	0,014	6,320
	6,850	215,000	6,530	0,010	0,010	8,800
	7,100	270,000	8,720	0,010	0,010	12,500
	out		us/cm	mg/l-N	mg/l-N	mg/l-N
		scf PH	scf cond.	scf NH4	scf NO3	scf Ntot.
7,900		330,000	7,550	0,600	0,010	13,000
7,100		235,000	5,500	0,090	0,010	12,800
7,900		230,000	3,300	0,040	0,030	5,160
7,700		250,000	5,600	0,160	0,030	6,010
7,800		240,000	3,400	0,050	0,010	8,100
		390,000	10,300	0,150	0,020	16,800
8,400		340,000	8,800	0,060	0,010	14,100

An 9- D

Extraction du NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et du NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de l'eau interstitielle par la centrifugation

	mg/l-N		
	ajout NH <sub>4</sub>	obtenu NH <sub>4</sub>	calculé NH <sub>4</sub>
1	0,000	17,200	17,200
2	1,000	17,700	18,200
3	3,000	19,900	20,200
4	5,000	20,000	22,200
5	7,000	22,700	24,200

	mg/l-N		
	ajout NO <sub>3</sub>	obtenu NO <sub>3</sub>	calculé NO <sub>3</sub>
	0,000	0,060	0,060
	1,000	0,260	1,060
	2,000	1,040	2,060
	3,000	1,640	3,060

An 9- e

Profil de concentration en fonction de la profondeur du sédiment

dialyse	us/cm		mg/l-N				
	profil	dia. Cond.	dial. pH	dial. NO <sub>2</sub>	dial. N tot.	dial. NH <sub>4</sub>	dial. NO <sub>3</sub>
	1,500	177,000	7,600	0,020	0,450	0,100	0,030
	-1,500	170,000	7,700	0,020	2,700	1,200	0,040
	-3,500	230,000	7,600	0,010	3,320	1,800	0,030
	-5,500	275,000	7,400	0,010	4,600	3,200	0,020
	-7,500	315,000	7,500	0,010	5,500	4,500	0,010
	-9,500	420,000	7,300	0,010	6,900	5,600	0,020
	-11,500	350,000	7,400	0,000	6,200	5,150	0,010

centrifugation

	us/cm		mg/l-N			
	centr. Cond.	centr. pH	centr. NO <sub>2</sub>	centr. NO <sub>3</sub>	centr. N tot.	centr. NH <sub>4</sub>
1						
2	190,000	8,100	0,010	0,070	3,700	2,500
3	215,000	8,000	0,020	0,040	4,800	3,500
4	225,000	7,800	0,030	0,090	7,400	4,500
5	255,000	7,800	0,000	0,050	7,720	5,400
6	360,000	8,000	0,010	0,035	11,900	9,200
7	360,000	7,600	0,000	0,030	13,000	9,900

Annexe n° 10

figure n°1:

évolution de la conductivité dans les cellules à dialyse au cours du temps.

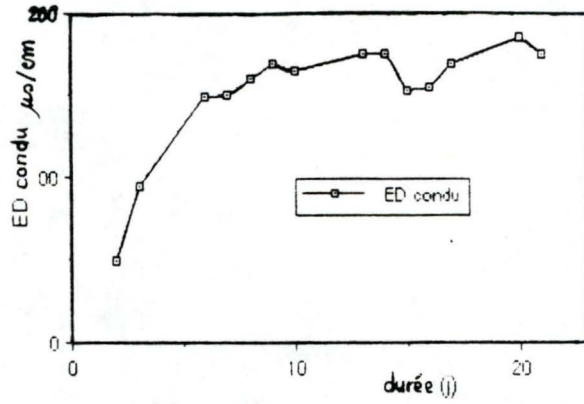
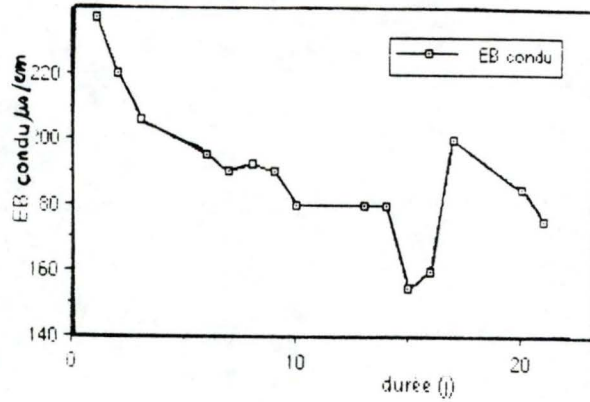


Figure n°2:

suivi de la conductivité dans l'eau d'étang de l'aquarium au cours du temps.

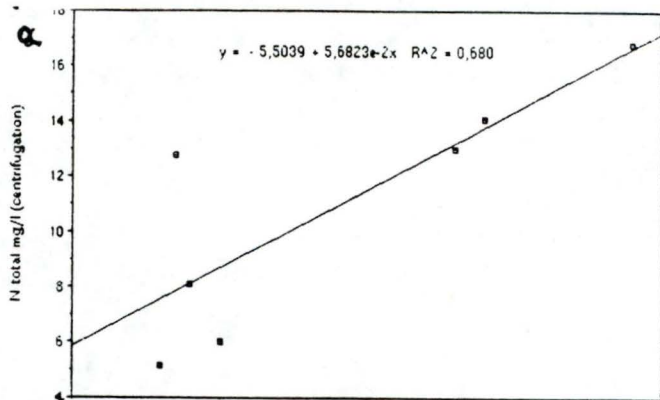


Annexe n°11

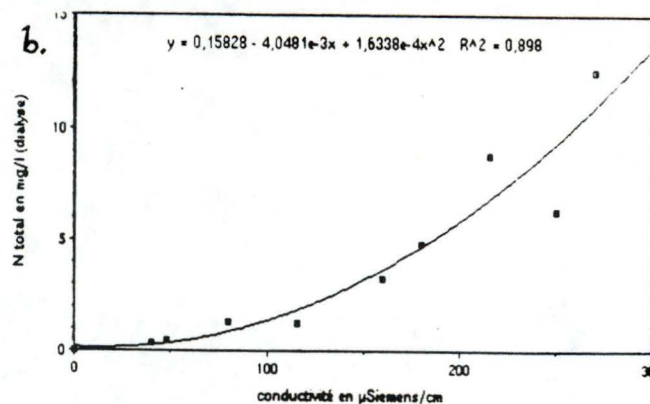
Corrélation entre la concentration en Ntot et la conductivité.

remarque: il y a une différence de relation, l'une linéaire (a), l'autre en X<sup>2</sup> (b), selon la méthode d'extraction: nous sommes ici en milieu naturel et il y a plusieurs espèces ioniques dissoutes qui sont susceptibles d'influencer la conductivité.

a. Eau interstitielle extraite par la centrifugation.



b. Eau interstitielle extraite par la dialyse.



### Annexe n° 12:

#### Influence de la température sur la cinétique d' une dialyse.

Des expériences ont montré que les temps d' équilibration empiriques pour les  $\text{CH}_4$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{H}_4\text{SiO}_4$  et  $\text{Fe}$  à  $6^\circ\text{C}$  varient de 5 à 10 jours selon les espèces et à  $25^\circ\text{C}$ , on atteint 92% de l' équilibration complète entre 2 et 7 jours au maximum (Hesslein 1976, Carrigan 1984).

### Annexe n° 13:

#### Evaluation théorique de la concentration "out" en aquarium au cours d'une dialyse.

Soit "out": 2 l d'eau à 6,25 mg/l-N

Soit "in": 5 flacons de 0,1 l et volume "in" constant

Volume "in": 0,5 l

Concentration initiale "in": 0 mg/l

Volume total : 2,5 l ( constant)

Concentration totale: 5 mg/l (constant)

$$\text{et } C''\text{out} = \frac{V_T \cdot C_T - V_i \cdot C_i}{V''\text{out}}$$

On observe donc, théoriquement, que la diffusion provoque une dilution du compartiment extérieur.

