

Découvrez un ensemble de documents, scientifiques ou techniques,
dans la base Archimer : <http://www.ifremer.fr/docelec/>

Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral

MERCERON M., BENTLEY D,
LE GRAND J., LAMORT-DATIN L., KEMPF M.

R.INT. DEL/97-04/BREST
Mai 1997



Ifremer

Impact de la salmoniculture marine sur l'environnement en rade de Cherbourg (1993-1995)

I - Eau et Pélagos

Real

R

R420h200
10/12
I

Direction de l'Environnement et de l'Aménagement Littoral



IMPACT DE LA SALMONICULTURE MARINE SUR L'ENVIRONNEMENT EN RADE DE CHERBOURG

I - EAU ET PÉLAGOS (1993-1995)

Michel MERCERON, Daniel BENTLEY, Jacqueline LE GRAND,

Laure LAMORT-DATIN, Marc KEMPF



Résumé :

L'impact sur l'environnement d'un élevage de truites fario a été observé en Grande Rade de Cherbourg. Le cheptel a évolué entre 140 et 350 tonnes durant l'étude. L'influence de l'élevage a été recherchée sur la colonne d'eau (hydrochimie, phytoplancton, bactériologie sanitaire), et sur le fond (granulométrie, matière organique, métaux, macrobenthos). Le présent rapport ne concerne que la colonne d'eau.

A l'exception de l'azote ammoniacal, aucun paramètre hydrologique étudié ne semble affecté par l'élevage, même à proximité immédiate des cages. Le phytoplancton et la densité des coliformes fécaux ne sont pas modifiés. Une surconcentration d'azote ammoniacal a pu être décelée à quelques dizaines de mètres du radeau, par conditions favorisantes. Mais, le plus souvent, elle est impossible à observer, sauf à proximité immédiate de la structure d'élevage, sous le courant. La vitesse élevée de ce dernier en est la cause (0,55 m/s maximum en vive-eau).

L'impact de cet élevage de truites fario sur la colonne d'eau est donc extrêmement faible, du fait du caractère très dispersif du site. Son impact sur le fond est traité dans un rapport séparé.

Abstract :

The environmental impact of a brown trout farm located in the Grande Rade de Cherbourg (Normandy) is reported. During observations the fish stock evolved within the range of 140 to 350 metric tons. Farm influence was researched on water column through hydrochemistry, phytoplankton, faecal bacteria and, on bottom, through grain size, organic matter, metals, macrobenthos. This report only deals with water column.

Except ammonia, no hydrological parameter seems to be affected, even near to the net pens. Phytoplankton and coliform bacteria were not altered. An extra concentration of ammonia was detected at some tens meters from the raft, with favourable conditions. But generally it was impossible to observe it unless close to the farming structure, downward the current, the velocity of which was responsible of that (0.55 m/s max. in spring tide).

Therefore the impact of this brown trout farm on the water column is very weak, because of the highly dispersive character of the site. Another report deals with the impact on the bottom.

Mots-clés :

Aquaculture, salmonidé, impact, hydrologie, phytoplancton, bactéries fécales, courant, Manche

Keywords :

Fish farm, salmonid, impact, hydrology, phytoplankton, faecal bacteria, current, Channel

Commentaire :

AVANT PROPOS

Il n'existe encore que très peu de références factuelles sur l'impact de la pisciculture marine française sur l'environnement. Les éléments disponibles concernent en général la salmoniculture en Scandinavie, Écosse ou Irlande. De telles données, obtenues dans les conditions réelles du milieu en France, sont cependant indispensables pour alimenter une réflexion objective et recevable par le public, de même que pour fonder les choix d'implantations de cette activité sur le littoral.

La Rade de Cherbourg constitue à cet égard un site atelier spécialement intéressant. La truite fario, qui y fait l'objet d'une production en cages flottantes, est le principal salmonidé marin élevé en France, mais intéresse peu les grands pays producteurs de l'Europe du Nord. Le tonnage de la ferme concernée est d'ores et déjà conséquent, et appelé à se développer ; ceci implique un signal d'impact *a priori* facilement identifiable et le besoin d'un suivi.

La stratégie adoptée ici a été de réaliser une étude de référence approfondie à partir de prélèvements et d'observations effectués durant une année (1993-94). Cette étude a été suivie d'un programme allégé issu de ces résultats (1994-95) ; il serait bon de le maintenir durant la phase de production croissante de l'élevage. L'ensemble des résultats fait l'objet de deux rapports, l'un consacré à la masse d'eau (vol. 1) et l'autre au fond marin (vol. 2).

Cette étude scientifique est foncièrement différente des observations réalisées dans le cadre du suivi réglementaire, tel qu'il a été défini par l'arrêté préfectoral d'autorisation d'exploiter. D'autre part, le conditionnement du poisson à terre avant commercialisation constitue une activité à part qui n'est pas prise en compte dans notre démarche.

Dans la réalisation des travaux, les équipes de l'IFREMER de Brest et de Port-en-Bessin se sont associées à celles de l'Institut National des Sciences et Techniques de la Mer de Cherbourg (INTECHMER), ainsi qu'au personnel de la ferme SALMONA, dont la participation technique a été appréciée.

Le financement a été assuré par l'IFREMER, ainsi que par le Conseil Général de la Manche par l'intermédiaire du Syndicat Mixte d'Équipement du Littoral (SMEL), avec le soutien logistique de l'exploitant pour les prélèvements et mesures sur site.

Actions des partenaires	
IFREMER	financement
Brest	coordination, terrain, analyses diverses, exploitation
Port-en-Bessin	analyses et exploitation : microbiologie, plancton et benthos
INTECHMER	acquis antérieurs, hydrologie, sédiment
SALMONA	données d'élevage, soutien logistique
SMEL	cofinancement (lettre contrat 09.03.93, SMEL 94.97)

RÉSUMÉ OPÉRATIONNEL

But de l'étude

La pisciculture marine française est une activité en croissance, mais elle est d'importance encore modeste (près de 7 000 tonnes en 1995). Pour se développer, elle a besoin de sites favorables d'un point de vue zootechnique et économique. L'implantation des élevages sur ces sites doit recueillir l'assentiment général, notamment en ce qui concerne leur impact sur l'environnement, par le biais des enquêtes d'utilité publique. Mais, la plupart des études à ce sujet ont été réalisées en Europe du nord (Norvège, Écosse et Irlande surtout) et concernent le saumon atlantique. Le salmonidé le plus élevé en France est la truite fario, et les conditions de milieu y sont différentes de celles des pays nordiques (latitude, courants, etc.). Il était donc nécessaire d'étudier, sur nos côtes, quel était l'impact réel d'un élevage de truites fario, une des principales productions de la pisciculture marine française.

Élevage atelier

Les travaux de terrain ont été réalisés sur un site exploité par un éleveur privé dans la Grande Rade de Cherbourg. Durant l'étude, le stock de poissons en place a évolué entre 140 et 350 tonnes, correspondant à une production annuelle de 190 à 700 tonnes. Les juvéniles sont produits et élevés en eau douce en France jusqu'à un poids de 50 à 100 g, stade auquel ils sont transférés en mer. Les enceintes d'élevage sont des cages flottantes en filet, assemblées en un radeau rectangulaire. Elles ont généralement un volume unitaire de 2 000 m³ pour une profondeur de 6,5 mètres. L'aliment est exclusivement constitué de granulés secs extrudés. Leur teneur en protéines est comprise entre 42 et 46 %. Ils sont distribués au moins deux fois par jour. Les observations vidéo ont permis de constater la très faible quantité de granulés non consommés chutant sur le fond. Le taux de conversion apparent (poids d'aliment distribué/gain de poids du cheptel) a varié entre 1,3 et 2.

Site

Le radeau est implanté le long de la Grande Digue côté intérieur, sur des fonds de 15 mètres sous le zéro des cartes marines. L'emplacement est sous l'influence d'un courant assez fort (vitesse maximum : 0,55 m/s en vive-eau), d'axe général est-ouest, mais dissymétrique et portant à l'ouest les trois quarts du temps. La Grande Digue abrite partiellement la Rade de la houle, et le clapot y est présent. Le marnage en vive-eau moyenne est de 5,3 mètres (coeff. 95). Les échanges d'eau entre la Rade et l'extérieur sont très importants. Les salinités sont à peine inférieures à celles de la mer ouverte, et les teneurs en sels nutritifs et les floraisons phytoplanctoniques y sont un peu plus élevées sans être fortes. Les rejets bactériens de l'agglomération cherbourgeoise rendent les coquillages de la Rade impropres à une consommation sans reparcage en zone salubre (coquilles Saint Jacques en particulier). Sur le site, le fond de nature sablo-vaseuse abrite la faune habituelle de ce biotope.

Contenu de l'étude

Schématiquement, un élevage intensif de poissons induit plusieurs types d'effets sur l'environnement, dont les plus évidents sont le résultat d'un apport trophique. Ils sont observables, en principe, sur le fond et dans la colonne d'eau. C'est le sujet de la présente étude dont les deux volumes recouvrent chacun un de ces deux compartiments. D'autres types d'impacts environnementaux des piscicultures marines existent : dérive génétique des populations naturelles provoquée par la fuite d'individus élevés, élevages réservoirs de pathogènes affectant les populations sauvages (germes microbiens, parasites), impact des produits de traitement du cheptel (antibiotiques, antiparasites). Ces impacts ne sont pas étudiés ici, parce que les tonnages élevés en France ne le justifient pas (principe de proportionnalité).

Le principal intrant d'un élevage est constitué par la nourriture distribuée, et les rejets sont dissous et solides.

a / Eau et pelagos

Les rejets dissous comprennent plusieurs composés métaboliques : ammoniac, urée, dioxyde de carbone. Ces apports sont en principe susceptibles d'augmenter la production phytoplanctonique, puisqu'en mer c'est l'azote qui en est généralement le facteur limitant. Un changement dans la composition spécifique du phytoplancton pourrait également être induit, privilégiant le groupe des dinoflagellés dans lequel se trouve la majorité des espèces toxiques. Par ailleurs, si la flore bactérienne intestinale des poissons ne fait que refléter celle du milieu ambiant - contrairement à celle des homéothermes -, il convenait de vérifier que les déchets organiques d'un élevage ne peuvent favoriser le développement de germes fécaux d'origine extérieure.

Une revue des données hydrologiques concernant le site avant son utilisation par l'élevage est exposée (INTECHMER). Dans nos propres travaux, les paramètres suivants ont été observés en surface et au fond sur trois radiales partant du radeau et à une station de référence : température, salinité, oxygène dissous, matières en suspension, phosphates, silicates, azote nitrique, nitreux et ammoniacal. Ces observations ont été effectuées au printemps et à l'automne 1993 et en hiver 1994. L'azote ammoniacal a été recherché en outre durant un cycle circadien sur les flancs du radeau en décembre 1995, et sur une radiale traversant le radeau dans l'axe exact du courant, par faibles coefficients, en janvier 1996. La chlorophylle et la composition générique des peuplements phytoplanctoniques ont été suivies selon un rythme mensuel puis bimensuel entre mars 1993 et septembre 1995, à faible distance de l'élevage, et comparées à celles d'autres sites de la Manche. L'impact de l'élevage a été également étudié sur les germes tests de contamination fécale en pratiquant des comptages mensuels de germes dans des moules implantées sous l'élevage ainsi qu'à une station témoin, selon une fréquence mensuelle, entre mai 1994 et mai 1995.

À l'exception de l'azote ammoniacal, aucun paramètre étudié ne paraît affecté par l'élevage, même à proximité immédiate des cages. Le phytoplancton et les peuplements bactériens, en particulier, ne sont pas altérés. Une dominance quasi totale des diatomées est observée. Une surconcentration d'azote ammoniacal a pu être décelée à quelques dizaines de mètres du radeau en janvier 1996, lorsque les conditions y étaient favorables. Le plus souvent, il n'est pas possible d'observer une augmentation de ses concentrations, sauf à proximité immédiate du radeau, sous le courant. L'hydrodynamisme important du site parvient, en outre, à occulter la modulation circadienne de l'excrétion ammoniacale des poissons. Enfin, les apports azotés du bassin versant et de l'agglomération

cherbourgeoise sont nettement supérieurs au flux issu de l'élevage, et ils sont délivrés dans des sites moins bien renouvelés.

b/ Sédiment et benthos

Les rejets solides sont principalement constitués des fèces du cheptel et d'une petite fraction des granulés distribués. Leur taille unitaire est de l'ordre de quelques millimètres et leur vitesse de chute de plusieurs cm/s. Ces rejets sont constitués de particules fines agglomérées qui, après désagrégation, peuvent empâter les fonds. Leur contenu organique, voisin de 50 %, est susceptible de consommer des quantités importantes d'oxygène lors de sa minéralisation. Ces déchets induisent des changements de la faune benthique dont l'importance est fonction de celle du flux détritique sur le fond. Les sites d'élevage nordiques dont le sédiment sous-jacent est anoxique et azoïque ne sont pas rares.

Les travaux effectués dans le cadre de cette étude ont concerné le sédiment proche de l'élevage et le macrobenthos de la même zone. L'évaluation des flux détritiques a été réalisée à l'aide de pièges à particules disposés sur une radiale et à une station de référence, durant environ 24 heures (juillet 1993). L'analyse granulométrique du sédiment et, sur sa fraction fine, le dosage du contenu organique global, du carbone et de l'azote organiques, du cuivre et du zinc (= oligoéléments inclus dans l'aliment artificiel) ont été effectués en septembre 1993 et 1995. La mesure de la consommation d'oxygène de sédiments plus ou moins chargés en déchets a eu lieu en septembre 1993. Les peuplements macrobenthiques ont été échantillonnés à la même date pour l'étude de leur composition, biomasse et diversité spécifique. Enfin, une série de quatre vidéo sous-marines entre janvier 1993 et septembre 1995 a permis de juger de l'intérêt d'une observation visuelle des fonds.

Le flux de particules organiques issu de l'élevage chute principalement à son aplomb et à proximité immédiate. En revanche des accumulations de petite taille sont visibles en plongée et par vidéo à plusieurs dizaines de mètres de distance. Elles se produisent lorsque le minirelief du fond bloque le transit de ces particules, lui-même généré par l'action conjuguée du clapot et du courant. Le sédiment du site est un sable fin plus ou moins envasé, dont le pourcentage de matières fines décroît du sud-est vers le nord-ouest. Le radeau induit seulement la présence d'une tâche de sédiment moins envasé sous son extrémité ouest, du fait de l'accélération du courant sous l'obstacle. Les teneurs en carbone, azote et matière organiques de la fraction fine sont normales pour ce type de sédiment, ce qui est confirmé par sa respirométrie, elle aussi normale, sauf à l'endroit des tâches d'accumulation de déchets où elle est plus élevée. Les teneurs en cuivre et zinc, un peu supérieures à proximité immédiate de l'élevage, servent de traceurs, tout en restant dans la gamme normale. La comparaison des campagnes 1993 et 1995 a permis de constater une variation de certains paramètres (augmentation de la fraction fine, teneur organique constante, diminution des teneurs en métaux) qui fait penser à un apport exogène de matières fines venant "diluer" celles issues de l'élevage. La macrofaune benthique est habituelle pour ce type de sédiment : à base d'*Abra alba* et de *Melinna palmata*. Le gradient granulométrique influence la répartition de certaines espèces, tandis que la proximité de l'élevage est marquée par l'abondance de certaines espèces vagiles, détritivores, carnivores et nécrophages. Aucune prolifération d'espèces opportunistes ou indicatrices de pollution n'est observée. La vidéo donne des indications intéressantes : tâches d'accumulations organiques, macrofaune vagile, terriers et tubes d'espèces endogées. Ceci donne à peu de frais une vue sommaire de l'état d'enrichissement du fond, qui, s'il n'est pas important, ne doit pas être nécessairement étudié plus à fond.

Conclusion

Avec ses 140 à 350 tonnes de poissons, l'élevage de truites fario en Rade de Cherbourg génère des impacts très faibles et limités à la proximité immédiate du radeau : une surconcentration d'azote ammoniacal dans l'eau de surface et, sur le fond, des accumulations de déchets organiques solides en tâches éparses et une très légère augmentation des teneurs en cuivre et zinc de la fraction fine du sédiment. Ceci est essentiellement dû au caractère très dispersif du site, causé par un courant important et une agitation de l'eau efficace jusqu'au niveau du fond. De ce point de vue, les côtes françaises de la Manche et de l'Atlantique ont l'avantage d'être soumises à des courants beaucoup plus importants que les fjords norvégiens et les lochs écossais.

D'autres filières françaises, notamment celle du turbot élevé en marais ou à terre sur la façade atlantique et celle du loup et de la daurade élevés en Méditerranée, ne bénéficient pas des mêmes conditions hydrodynamiques et méritent d'être étudiées spécifiquement. C'est déjà le cas du turbot. Par ailleurs, le système d'élevage en circuit fermé, actuellement en cours de mise au point, constituera une alternative intéressante à cette question d'impact environnemental des élevages marins.

En ce qui concerne la méthodologie du suivi des sites, il est préférable de s'attacher au compartiment benthique, plus sensible que celui de la colonne d'eau. Une gradation de l'effort de surveillance semble justifiée au vu des atteintes limitées observées ici et dans d'autres sites. La vidéo ou la plongée constituent un premier stade pratique et assez peu onéreux. La mesure de la proportion de matières fines dans le sédiment et de leur contenu en cuivre et en zinc peut préciser, si besoin, l'importance de la tâche d'influence de la ferme. Enfin, une mesure plus fine de l'impact peut être effectuée par l'étude des peuplements benthiques, si cela est indispensable. Dans le cas du site étudié ici, une surveillance légère de type vidéo ou plongée est suffisante, mais recommandée jusqu'à ce que l'élevage ait atteint sa production maximum.

SOMMAIRE

	Page
INTRODUCTION	9
PRÉSENTATION GÉNÉRALE DU SITE ET HYDROLOGIE AVANT ÉLEVAGE	10
I Le site	10
1/ Dimensions et volumes	10
2/ Apports d'origine terrestre	12
a/ eau douce	12
b/ azote	12
3/ Courants	13
II Hydrologie du site avant élevage	15
1/ Température et salinité	15
2/ Sels nutritifs	15
3/ Chlorophylle	15
4/ Rapports molaires	19
MÉTHODES	20
I Hydrochimie	20
1/ Échantillonnage	20
a/ situations générales	20
b/ cycle circadien de l'ammoniac	21
c/ ammoniac sur radiale	22
2/ Méthodes d'analyse et expression des résultats	22
a/ situations générales et ammoniac sur radiale	22
b/ cycle circadien de l'ammoniac	23
3/ Données d'élevage et rejets trophiques	23
II Phytoplancton	23
1/ Chlorophylle	23
2/ Composition générique des peuplements	24
III Microbiologie	25

RÉSULTATS ET COMMENTAIRES	26
I Température et salinité	26
II Oxygène dissous	26
III Matières en suspension (MES)	29
IV Sels nutritifs	33
1/ Phosphates	33
2/ Silicates	35
3/ Nitrates	35
4/ Nitrites	35
5/ Ammoniac	35
a/ situations générales	35
b/ cycle circadien	40
c/ radiale	45
d/ estimation du rejet de l'élevage	46
e/ comparaison avec autres sources	46
V Phytoplancton	47
1/ Chlorophylle et phéophytine	47
2/ Groupes taxinomiques dominants	48
3/ Succession des genres	48
VI Microbiologie sanitaire	50
CONCLUSION	51
BIBLIOGRAPHIE	52
ANNEXE	54

INTRODUCTION

En milieu marin comme en eau douce, un élevage de poissons induit schématiquement plusieurs effets dont les plus évidents sont le résultat d'un apport trophique, en principe observable dans la colonne d'eau et sur le fond. Dans ce travail, nous traitons de l'impact sur la colonne d'eau d'un élevage de truites fario en mer à marée (Manche). Il s'agit de l'élevage SALMONA en Grande Rade de Cherbourg. Les résultats concernent l'hydrochimie, le phytoplancton et la bactériologie du site ; un rappel de courantologie est également présenté.

Le principal apport extérieur à un tel élevage est constitué par la nourriture distribuée, généralement sous forme de granulés. De plus, l'oxygène dissous nécessaire à la respiration est prélevé dans le milieu ambiant. Les poissons rejettent un certain nombre de composés dissous d'origine métabolique : dioxyde de carbone, ammoniac* et urée, pour les plus importants. Par ailleurs, des particules de taille diverse sont issues de la ferme, et transitent dans la colonne d'eau (matières en cours de chute ou en suspension). Elles sont principalement organiques, et proviennent des aliments non ingérés (= pertes), ou non assimilés par les poissons (= fèces). Durant leur trajet et après dépôt sur le fond, ces particules consomment de l'oxygène du fait de l'oxydation de la matière organique, et relarguent des composés tels que des phosphates et des sels azotés.

Ces apports au milieu - essentiellement un enrichissement trophique - sont en principe susceptibles d'entraîner une augmentation de la production phytoplanctonique de la masse d'eau concernée, si les autres facteurs le permettent. Contrairement à l'eau douce, où le phosphore est généralement l'élément limitant la production primaire, c'est l'azote qui, en mer, joue ce rôle. C'est donc à lui que nous nous intéresserons spécialement dans ce travail. Un changement de la composition spécifique du phytoplancton pourrait également se produire, privilégiant *a priori* les groupes autres que celui des diatomées, puisqu'azote et phosphore sont ajoutés sans que la silice le soit. C'est parmi ces autres groupes, plutôt que chez les diatomées, qu'on trouve le plus grand nombre d'espèces toxiques.

Il est patent, et conforté par l'ensemble de la littérature scientifique, que le renouvellement de l'eau sur un site d'élevage est un paramètre majeur qui, par la dispersion qu'il induit, régit très fortement les impacts sur la masse d'eau. Ce renouvellement peut être dû aux courants, à l'agitation de la surface (houle, clapot), et même au déplacement des poissons dans les cages.

Le présent rapport permet d'évaluer le degré d'analogie existant entre le schéma conceptuel brièvement exposé ci-dessus et la réalité d'un site d'élevage à but commercial. Après une présentation générale du site et de l'hydrologie de la zone avant sa mise en exploitation, nos propres observations et interprétations de l'impact de l'élevage sur la colonne d'eau sont développées.

* Après son excrétion par les branchies du poisson, l'ammoniac est pour une grande partie ionisé (NH₄⁺). Dans la suite du texte et quelle que soit l'origine de ce composé, nous avons systématiquement adopté le terme **ammoniac**, plus approprié en fait que **ammoniaque** très souvent employé, et moins lourd que **azote ammoniacal**.

PRÉSENTATION GÉNÉRALE DU SITE HYDROLOGIE AVANT ÉLEVAGE

I LE SITE

La Grande Rade de Cherbourg et la localisation de l'élevage sont représentées sur la fig. 1. La Grande Rade est une entité artificielle, isolée de la mer ouverte par l'édification de digues imposantes : digue de Querqueville au nord-ouest, digue centrale au nord, et digue de Collignon au nord-est. Deux passes principales de part et d'autre de la digue centrale, ainsi que la petite passe Collignon à l'est, font communiquer la Grande Rade avec le large. Au sud, une passe unique la met en relation avec la Petite Rade qui abrite les différents ports de Cherbourg : port militaire, ports de plaisance, de pêche, de passagers, de commerce.

La Grande Rade peut être sujette au clapot. Les digues la mettent partiellement à l'abri de la houle du large. Néanmoins, les passes la laisse pénétrer un peu. Par tempête d'ouest les creux atteignent couramment 1,5 m, et l'amplitude maximum observée est de 2 m.

1/ Dimensions et volumes

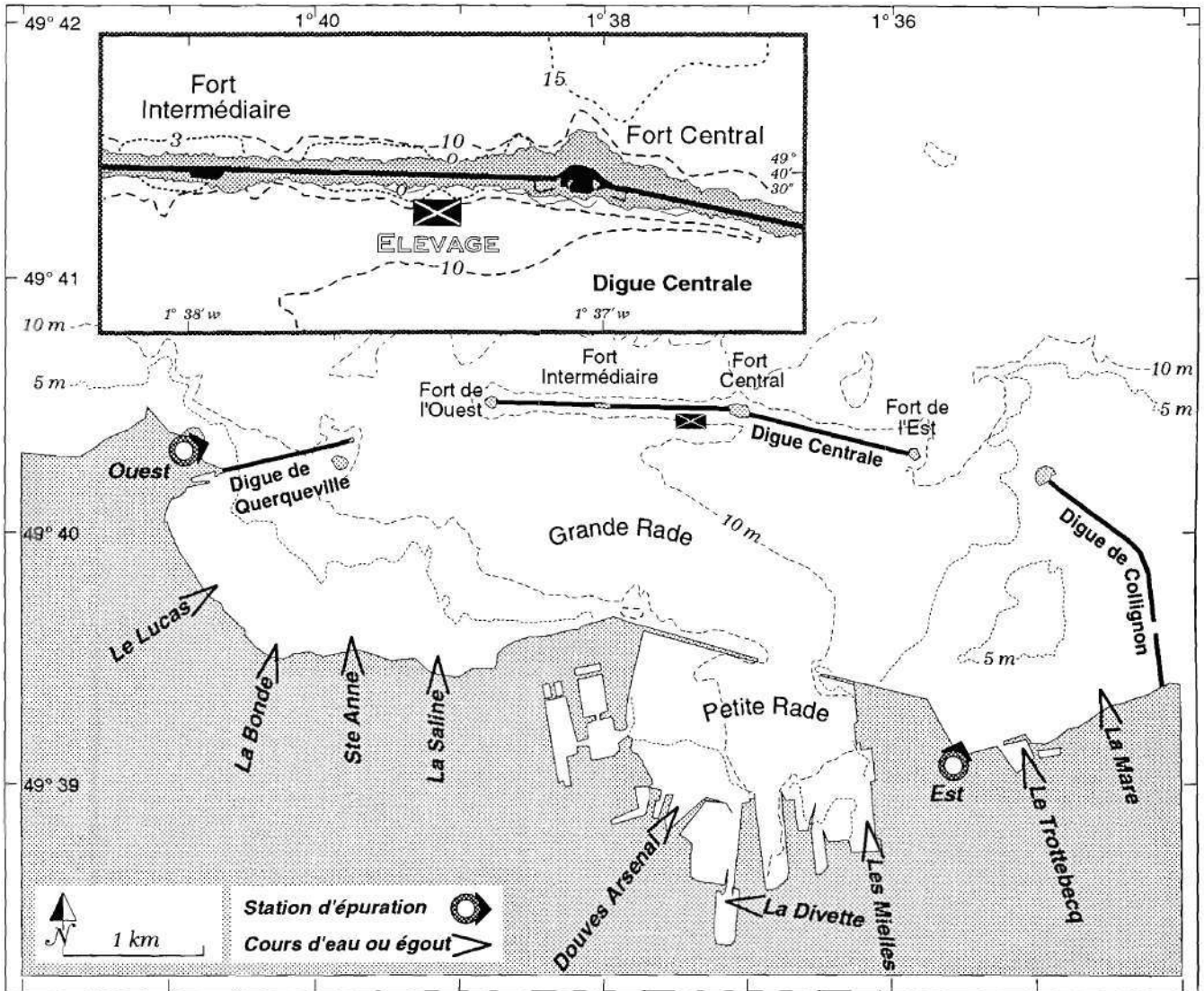
Dans son grand axe (est-ouest) la longueur de la Grande Rade est de 8 km. Sa largeur est de 1,6 km au centre. Sa superficie totale est de 1300 hectares dont 160 sont découvrants (cf. tableau 1). Sa profondeur maximum est de 13,3 m sous le zéro des cartes marines. Les sondes les plus fréquentes sont comprises entre 5 et 12 m. Sur le lieu de l'élevage qui nous occupe, elles sont d'environ 11 m.

Tableau 1 Surfaces et volumes des Rades de Cherbourg
(en millions de m² et de m³)

	Grande Rade	Petite Rade	Total
Superficie totale	13.0	2.6	15.6
Superficie de l'estran	1.6	0.1	1.7
Volume PMVE	153.6	32.6	186.2
Volume BMVE	86.3	19.2	105.5
Différence PM-BM en VE	67.3	13.4	80.7
Vol. entrant en flot de VE*	-	-	133.0
Vol. sortant en flot de VE*	-	-	58.0
Différence*	-	-	75.0
Vol. sortant en jusant de VE*	-	-	105.0
Vol. entrant en jusant de VE*	-	-	30.0
Différence*	-	-	75.0

* d'après Salomon et Breton (1990)

Figure 1 : Rades de Cherbourg - cours d'eau et rejets afférents
Elevage de truites fario (Salmona)



Par planimétrie et estimation des profondeurs sur carte marine (échelle 1/7 500), le volume des deux rades à PMVE* est évalué à 186,2 millions de m³, et celui à BMVE** à 105,5 millions de m³. La différence est de 80,7 millions de m³ pour 5,3 m d'amplitude de marée. Ceci est proche des 75 millions de m³ obtenus par simulation avec le modèle de Salomon et Breton (1990). Cependant, le renouvellement effectif des eaux du nord de la Grande Rade est peut-être différent de ce que ces nombres laissent penser. En effet, au flot, les eaux entrant par la passe nord-ouest emplissent les rades pour partie, et, pour une autre partie, ressortent immédiatement par la passe nord-est (et *vice-versa* au jusant durant la vidange). Les eaux en simple transit assurent ainsi un renouvellement supplémentaire dans la partie nord de la Grande Rade. En vive eau, ces eaux en transit correspondent, en flot à 77 % du volume oscillant (PM-BM), et en jusant à 40 %. Néanmoins, il est très probable qu'une partie des eaux sorties de la Grande Rade lors du jusant y rentre au flot suivant.

2/ Apports d'origine terrestre

a/ **Les apports d'eau douce** aux rades de Cherbourg sont limités mais, en fait, mal connus. Plusieurs petits cours d'eau s'y jettent (fig. 1) dont le plus important, la Divette, présente un débit moyen de 1,28 m³/s ou 55 300 m³/12h, soit durant un cycle de marée environ (période 1968-1993, DIREN et Communauté Urbaine de Cherbourg, comm. pers.).

En aval de sa station de jaugeage, la Divette alimente la principale prise d'eau de l'agglomération cherbourgeoise. Une estimation théorique, basée sur la consommation moyenne d'eau par habitant aggloméré (0,15 m³/j), aboutit à un prélèvement de 0,208 m³/s pour les 120 000 habitants de Cherbourg, soit 9 000 m³/12h, dont une partie seulement passe ensuite en station d'épuration.

Les débits des collecteurs d'eaux pluviales de l'agglomération sont inconnus.

Dans leur ensemble ces apports d'eau douce sont faibles et ne peuvent dessaler les eaux de la Grande Rade que de façon minime, comme l'examen des salinités le confirme.

b/ **Les flux azotés** d'origine terrestre sont, comme ceux d'eau douce, difficiles à préciser. Une estimation est tentée ci-après, basée entre autres sur des éléments issus du rapport de Saunier Eau et Environnement (1990) ou fournis par la Communauté Urbaine de Cherbourg. Les équivalences entre unités de sels nutritifs sont explicitées dans le tableau infrapaginal***.

- L'ensemble des cours d'eau, et des rejets y afférant, délivrerait de 163 à 7 043 moles/h d'azote Kjeldahl (= azote organique + azote ammoniacal) selon les conditions météorologiques. Le flux nitrique des cours d'eau est inconnu.
- Les collecteurs d'eaux pluviales de l'agglomération délivreraient, en moyenne et selon les précipitations, de 54 à 107 moles/h d'azote ammoniacal ; les formes d'azote

* PMVE = pleine mer de vive-eau moyenne (coeff. 95)

** BMVE = basse mer de vive-eau moyenne (coeff. 95)

1 mole (M) de	phosphate	équivalent à	95 g de PO ₄	ou à	31 g de P-PO ₄
"	" silicate	"	48 g de SiOH ₄	"	28 g de Si-SiOH ₄
"	" nitrate	"	62 g de NO ₃	"	14 g de N-NO ₃
"	" nitrite	"	46 g de NO ₂	"	14 g de N-NO ₂
"	" ammoniac	"	18 g de NH ₄	"	14 g de N-NH ₄

organique et nitrique de cette catégorie d'apports ne sont pas prises en compte dans le document.

- Enfin, la station d'épuration est, qui rejette ses effluents directement dans la Grande Rade, recueille actuellement les eaux usées d'environ 53 000 habitants. Son débit de sortie varie de 8 600 m³/j en période sèche à 17 700 m³/j en période humide. Les teneurs d'azote total Kjeldahl sont de 70 mg/l en sortie de station (76 mg/l en entrée). L'azote nitrique est généralement très faible dans ces rejets et peut être négligé. Ainsi, les effluents urbains après passage en station d'épuration délivreraient dans les Rades une moyenne de 2 740 moles d'azote/h.

En globalisant les différentes origines, on obtient un flux azoté total allant de 2 960 à 9 890 moles/h selon les conditions de précipitation. Cette estimation constitue certainement un minimum, au vu des lacunes dans les mesures signalées plus haut.

3/ Courants (fig. 2)

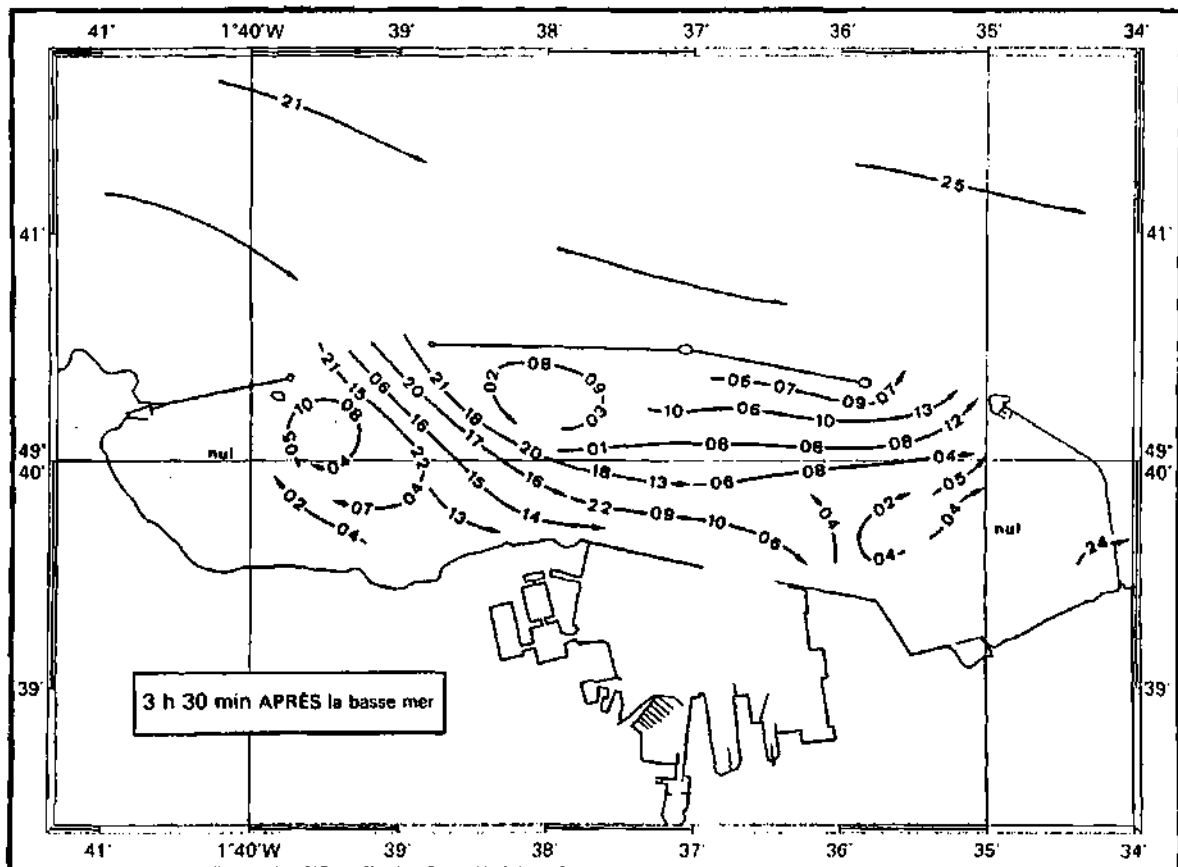
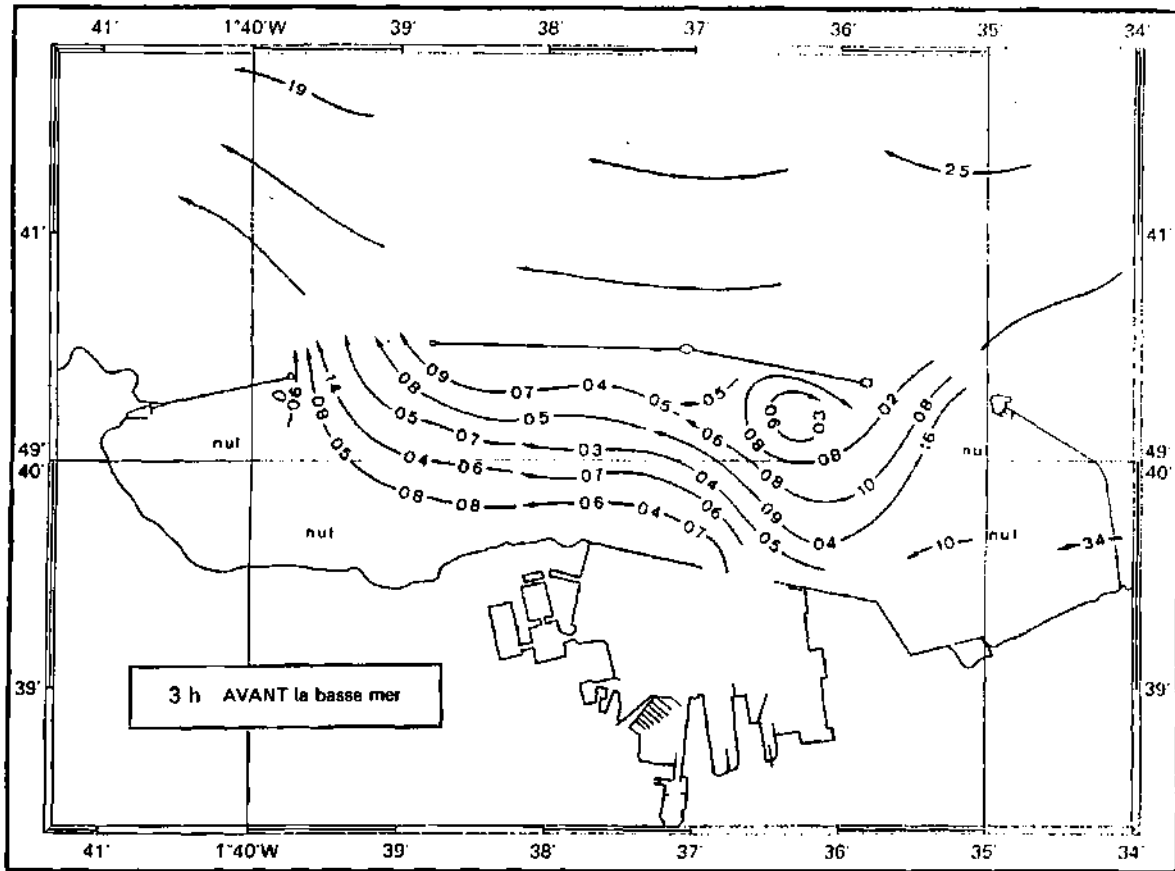
Dans la région de Cherbourg, les courants côtiers sont alternatifs, parallèles à la côte et gouvernés essentiellement par la marée. Ils portent à l'ouest en jusant, et à l'est en flot. Dans la Grande Rade, ils suivent *grosso modo* ce trajet en pénétrant par une passe et en sortant par l'autre. Cependant, l'effet de jet créé par ces étranglements induit des tourbillons dans certaines parties de la Grande Rade. Il s'en crée durant la deuxième partie du flot au sud de la passe ouest, ainsi qu'à l'abri de la moitié ouest de la digue centrale. Il en est également observé, durant la deuxième partie du jusant, à l'abri de la moitié est de cette digue.

Le site d'élevage est situé sur la bordure nord de l'un de ces tourbillons, et la proximité de la digue centrale a tendance à y rectifier les directions selon un axe est-ouest et à accélérer les vitesses. Localement on observe en fait un courant portant à l'est (donc de flot) seulement durant la première moitié du montant. Après une brève pause, le courant devient portant à l'ouest et conserve ce cap durant tout le reste du cycle sauf à basse mer (Merceron et Gaffet, 1994). Au total, sur le site, le courant porte donc à l'ouest durant les trois quarts du temps environ. C'est au moment de la pleine mer que sa vitesse est maximum (0,30 m/s en morte eau et 0,55 m/s en vive eau). Sur place, il n'existe en fait qu'une seule étale de courant, au moment de la basse mer.

En dehors du champ proche du radeau d'élevage, les maximums de vitesse sont un peu plus faibles au fond qu'en surface. Sous le radeau, en revanche, on note une augmentation des vitesses maximum de fond par rapport à la zone hors influence (Merceron et Gaffet, 1994). Ceci est très vraisemblablement dû à l'amincissement de la lame d'eau provoqué par la présence du radeau.

Sur le site d'élevage le renouvellement d'eau, très important, est assuré par un courant alternatif assez fort dont la direction de jusant prédomine nettement. Le clapot et la houle pénétrant partiellement dans la Grande Rade participent également à la dispersion.

Figure 2 Courants instantanés en Grande Rade de Cherbourg
 Vive-eau moyenne -en 1/10 de noeud- (Données SHOM)



II HYDROLOGIE DU SITE AVANT ÉLEVAGE

Les paramètres hydrologiques classiques ont été étudiés par l'INTECHMER sur le site de l'élevage en 1990-91, avant l'installation des premières cages (INTECHMER, 1991). Les valeurs mensuelles des paramètres hydrologiques de base et les rapports molaires N/P et Si/N, sont présentés sur les figures 3a, 3b et 3c. Il s'agit à chaque fois de la moyenne de 3 échantillons de surface, prélevés à l'abri de la moitié ouest de la digue centrale (Fort central, Fort intermédiaire, Fort de l'ouest). A ces données antérieures à l'élevage, on a superposé dans les figures les valeurs observées en surface à la station de référence de la présente étude, lors des trois missions effectuées en 1993-94, puisqu'elle n'est pas non plus soumise à l'impact de l'élevage.

1/ Température et salinité

La gamme des températures est comprise entre 6 et 18 °C (fig. 3a). Les salinités sont stables et assez élevées, généralement comprises entre 34 et 35 ‰, signe de la faiblesse des apports d'eau douce dans la région.

2/ Sels nutritifs

La réserve hivernale de silicates peut aller jusqu'à 9 µM (fig. 3a). Après la baisse printanière, elle commence à se reconstituer à partir de septembre.

Les phosphates suivent la même évolution. Leur stock se reconstitue à partir du mois de septembre et surtout octobre. On retrouve ces caractéristiques - quoique la baisse printanière y soit moins importante - en mer ouverte au droit de Cherbourg (Bentley et Maillard-Quisthoudt, 1990), et devant la centrale électronucléaire de Flamanville où l'on dispose de très nombreuses observations depuis 15 ans (Arzul, comm. pers.).

La même analogie entre le site en Grande Rade et celui de Flamanville est observée pour les sels azotés (fig. 3b) (Le Fèvre-Lehoërff *et al.*, 1993). En période de floraison phytoplanctonique, l'ammoniac se maintient cependant à un niveau non négligeable qui, en pourcentage de moles d'azote, le fait égaler les nitrates, ceux-ci étant alors peu abondants. La reconstitution de la réserve hivernale de l'azote minéral dissous atteint son plateau en janvier (15,8 µM dont 12 sous forme de nitrates).

Globalement, l'hydrochimie du site d'élevage, avant toute exploitation, est comparable à celle des eaux côtières de la région.

3/ Chlorophylle

En dehors des périodes de bloom, les teneurs en chlorophylle sont assez peu élevées, souvent situées entre 0,5 et 2 µg/l (fig. 3c).

En 1993, la poussée phytoplanctonique a eu lieu en juin, semble-t-il. La valeur de chlorophylle de ce mois, élevée pour la région, et les niveaux de phosphates et de nitrates encore assez importants au cours du mois précédent, le laissent penser. Cette année-là, le pic chlorophyllien a été de 6,9 µg/l (en 1994, il aura lieu en mai, et atteindra 11,1 µg/l - voir plus loin). Par contre, aux deux limites de l'étude effectuée en 1990-91, il semble avoir échappé aux observations. A en juger par les valeurs de chlorophylle et de sels nutritifs, le bloom semble s'être déjà produit en mai 1990 (où l'on ne voit qu'un pic tardif à 3,5 µg/l), et, en avril 91, il paraît ne pas encore avoir eu lieu. La fréquence mensuelle

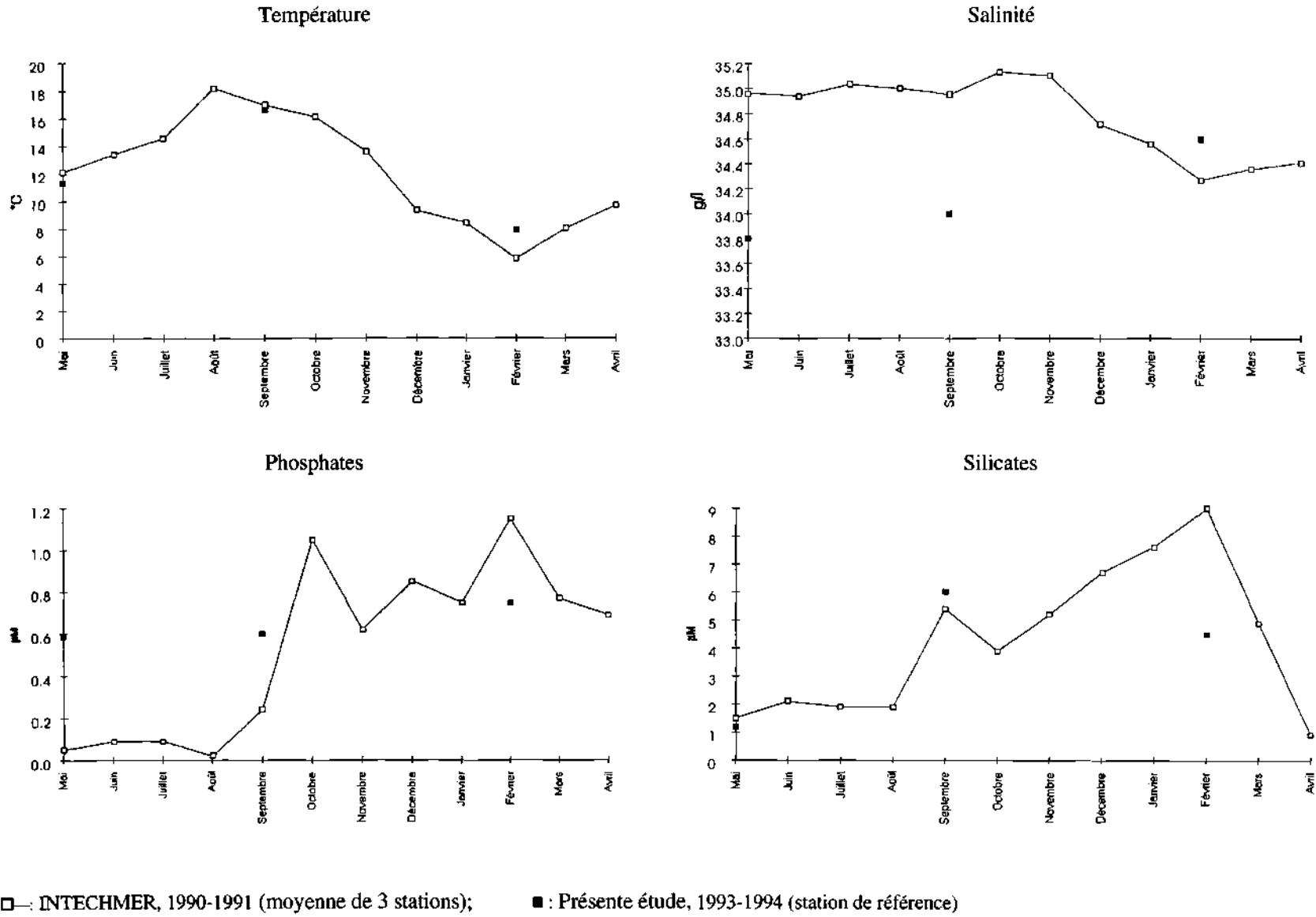
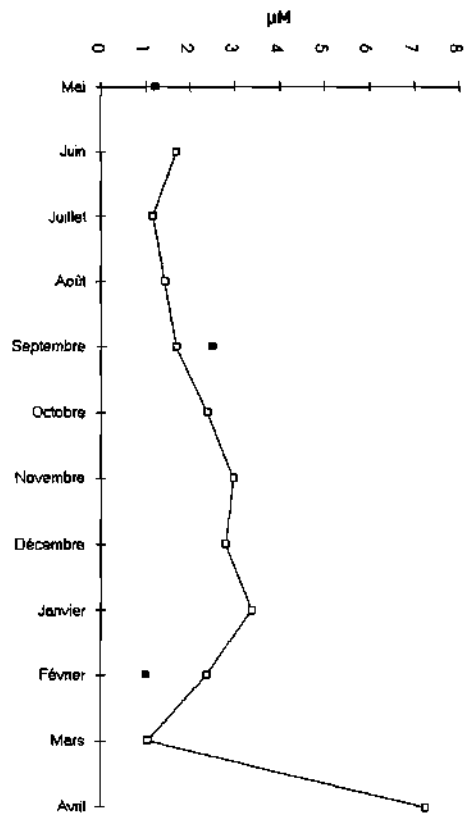
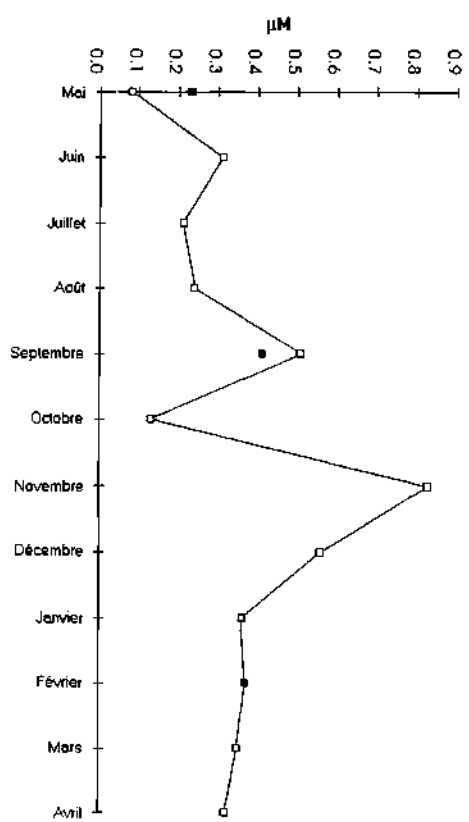


Figure 3a Hydrologie hors élevage - Surface

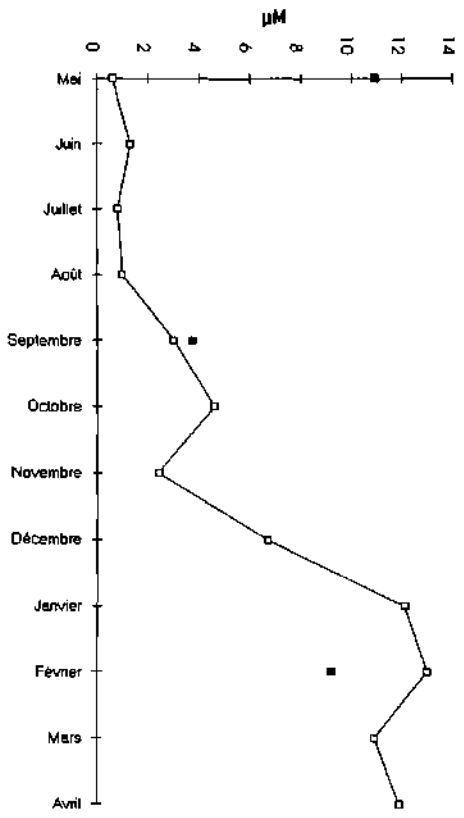
Ammoniac



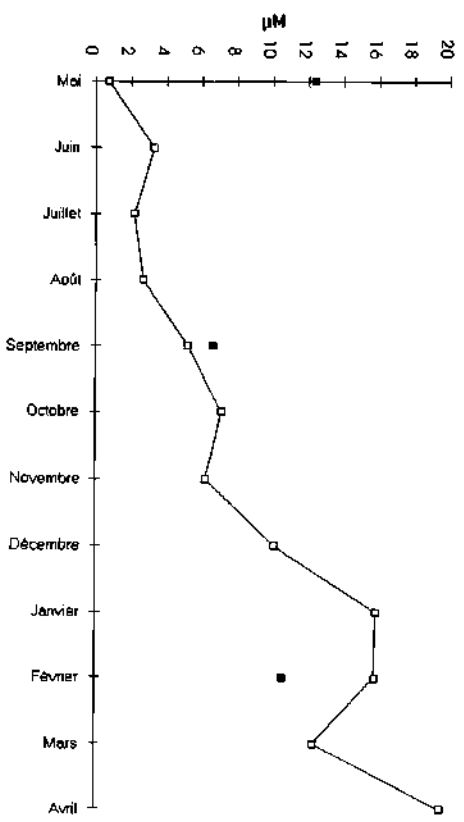
Nitrites



Nitrates



Azote inorganique dissous

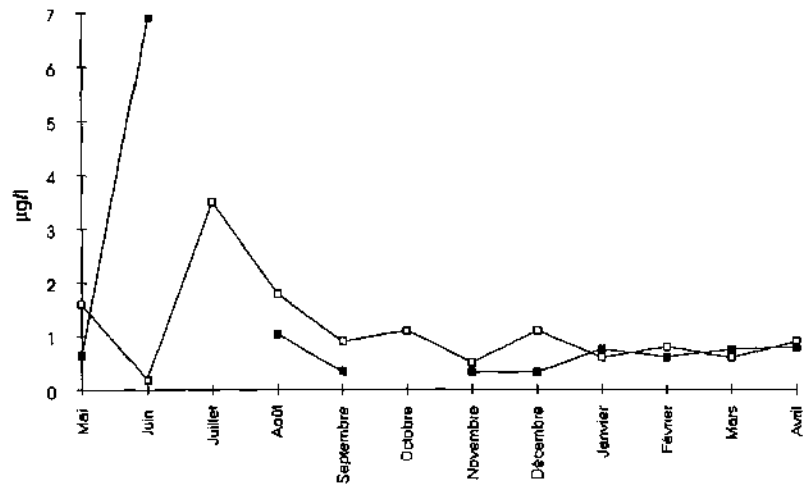


—□—: INTECHMER, 1991 (moyenne de 3 stations);

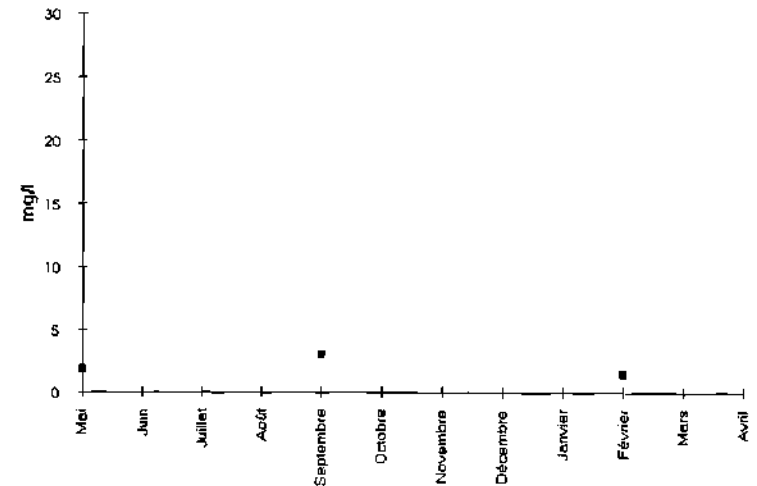
■: Présente étude, 1993-1994 (station de référence)

Figure 3b Hydrologie hors élevage - Surface

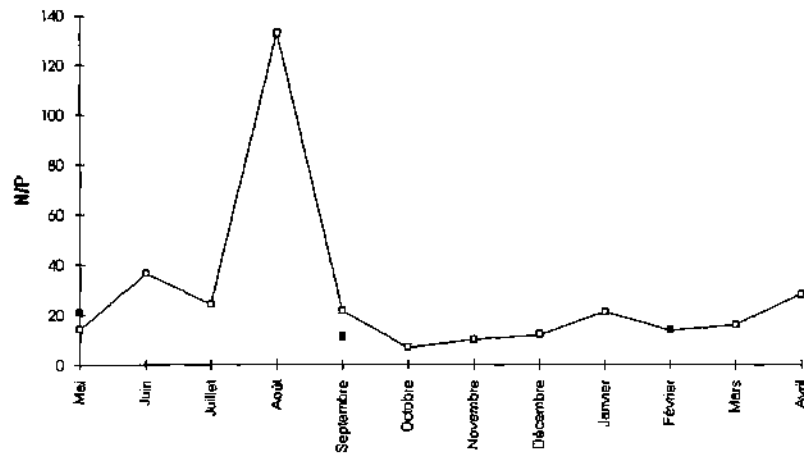
Chlorophylle a



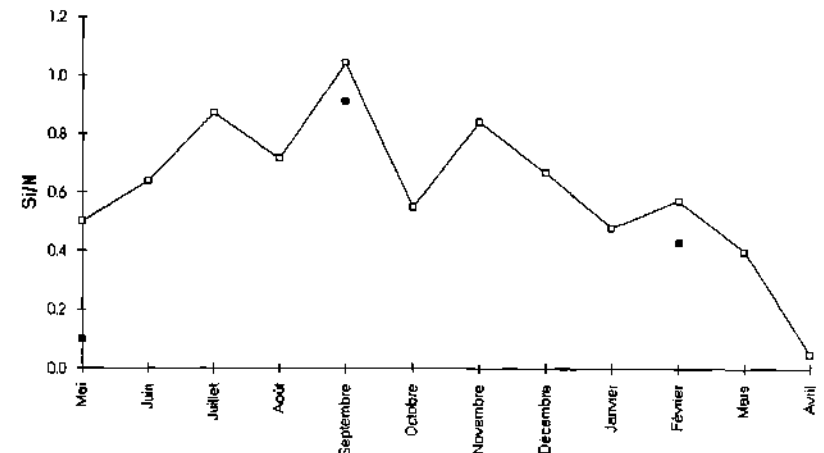
Matières en suspension totales



Rapport N/P



Rapport Si/N



—□—: INTECHMER, 1991 (moyenne de 3 stations); ■ : Présente étude, 1993-1994 (station de référence)

Figure 3c Hydrologie hors élevage - Surface

d'échantillonnage adoptée en 1990-91 et en 93 n'est cependant pas suffisante pour donner des certitudes concernant le moment de la poussée phytoplanctonique.

Le pic moyen observé en mer ouverte à Flamanville est de 2,5 µg/l (Le Fèvre-Lehoërff *et al.*, 1993), et il a lieu en mai.

Effet d'un certain confinement et/ou des apports de l'agglomération cherbourgeoise ? Le pic chlorophyllien semble être plus élevé en Rade que dans la région proche.

4/ *Rapports molaires*

Le rapport molaire Si/N dans l'eau se maintient généralement autour de 0,5 (fig. 3c). Cette valeur est classiquement admise comme étant celle de la composition élémentaire des diatomées (Redfield *et al.*, 1963). Nous verrons plus loin que la composition taxinomique du phytoplancton est très fortement dominée par les diatomées, tout au long de l'année. La chute de ce ratio à près de 0 en avril 1991 reste surprenante, car elle n'est associée ni à une baisse de phosphore, ni à une augmentation de la chlorophylle.

Le rapport molaire N/P dans l'eau est supérieur à - ou voisin de - celui du phytoplancton moyen (16) durant le printemps et l'été (donc alors parfois "déficientaire" en phosphore) (fig. 3c). Il devient inférieur à cette référence durant l'automne (donc "déficientaire" en azote). Cette évolution saisonnière est comparable à celle observée en baie de Vilaine (Quéguiner *et al.*, 1986). Mais elle est très différente de celle relevée devant Flamanville où N/P reste constamment inférieur à 16 avec un minimum en juillet et août (Arzul, comm. pers.). Le pic d'août 1990 est dû à une valeur particulièrement basse des phosphates à ce moment.

Mais, en vérité, ces rapports molaires correspondent à des **états instantanés du stock** de nutriments disponibles. Or, excepté durant la période de la première poussée phytoplanctonique de l'année, la limitation trophique de la production primaire dépend en fait plutôt des **flux** de sels nutritifs disponibles, c'est-à-dire des apports (par advection ou reminéralisation *in situ*). Ceci limite donc fortement la portée indicatrice des rapports molaires dans la détermination des facteurs limitant la croissance du phytoplancton.

Les matières en suspension totales observées en 1993-94 sont comprises entre 1,5 et 3,0 mg/l. Elles sont présentées seules, celles de 1990-91 étant inutilisables.

Au total, l'hydrochimie du site avant impact de l'élevage confirme son caractère très ouvert, qui a déjà été relevé à propos de la courantologie.

MÉTHODES

Les méthodes utilisées en hydrochimie, phytoplancton et microbiologie seront successivement abordées.

I HYDROCHIMIE

1/ Échantillonnage

Les méthodes de prélèvement de trois séries d'observations sont présentées ci-dessous. La première série porte sur un ensemble de paramètres étudiés sur une grille de stations relativement étendue, alors que les deux autres ont trait à l'ammoniac seul sur un nombre réduit de points.

a/ **Situations générales** (tableau 2) - Les échantillons des situations dites générales (par opposition aux suivantes) ont été obtenus au cours de trois campagnes de mesures effectuées les 13 mai 1993, 22 septembre 1993 et 22 février 1994. Dix stations réparties sous le - et autour du - radeau ont été visitées, en surface (S-1 m) et au fond (F+1 m) (cf. fig. 4). Une autre station (n° 5), située à 300 m au sud-est du radeau et constamment en dehors de la veine de courant provenant de celui-ci, a servi de référence.

Tableau 2 Situations générales : conditions de prélèvement et d'élevage

PRELEVEMENT			
Date de prélèvement	13 mai 1993	22 septembre 1993	22 février 1994
Coefficients de marée	45 - 42	61 - 54	41 - 48
Plage échantillon. heure légale	de 9h05 à 10h35	de 12h10 à 15h10	de 12h04 à 13h40
Plage échantillon. heure marée	de BM-0h12 à BM+1h18	de BM+3h45 à BM+6h45	de BM-0h32 à BM+1h04
Courant (portant au ...)	90° ou nul	270 °	90° ou nul
ELEVAGE			
Stock en élevage (t)	150	145	350
Aliment (qualité)	extrudé	extrudé	extrudé
Aliment (quantité en t/j)	0,85	1,2	1,8
Estimation N rejeté en kg/j (=mol/j)	21,4 (1529)	25,8 (1843)	42,4 (3029)
Estimation P rejeté en kg/j (=mol/j)	5,4 (174)	7,6 (245)	11,4 (368)

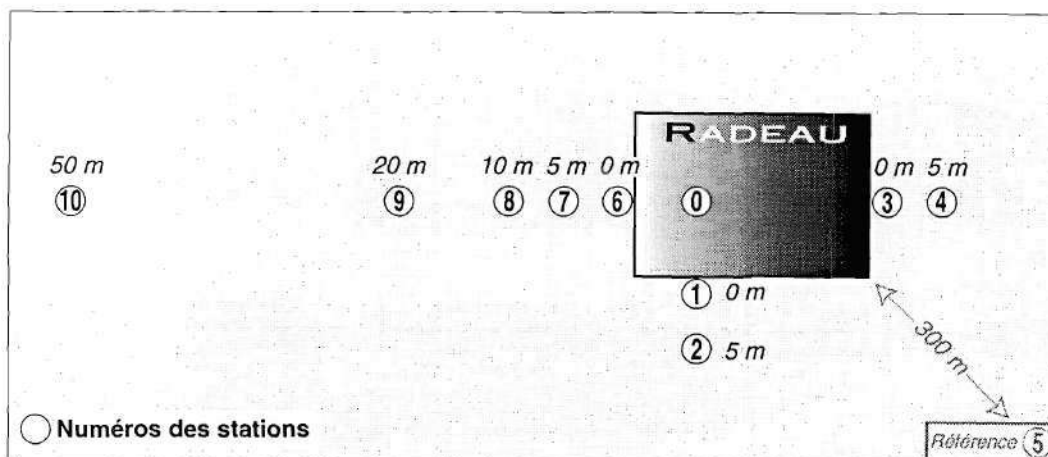


Figure 4 Stations de prélèvement dans les Situations générales d'hydrologie

La température et la salinité ont été mesurées sur place à l'aide d'une sonde de marque EIL, et l'oxygène dissous à l'aide d'une sonde YSI 58, étalonnée en saturation à l'air humide. Concernant les autres paramètres (ammoniac, nitrites, nitrates, orthophosphates, silicates, matières en suspension totales et volatiles), les prélèvements d'eau ont été effectués à l'aide de bouteilles NISKIN de 5 litres en PVC. La mise en flacon a été réalisée sur-le-champ afin d'adapter le conditionnement aux différents paramètres retenus :

- ammoniac : flacons en verre brun de 125 ml à bouchon rodé,
- autres nutriments : flacons en PVC de 500 ml,
- matières en suspension (MES) : flacons en PVC de 1 litre.

L'ensemble des échantillons a été conservé en glacière (au froid et à l'obscurité) jusqu'au retour au laboratoire de l'INTECHMER.

Toutes les stations n'ont pas pu être systématiquement échantillonnées au même moment de la marée, donc dans les mêmes conditions de courant. Dans les tableaux de résultats présentés ultérieurement, le sens du courant est indiqué à chaque station. Le courant est considéré comme nul entre 45 minutes avant et 45 minutes après la basse mer. L'indication « amont » et « aval » d'une station fait référence à sa position par rapport au radeau d'élevage, eu égard au courant au moment du prélèvement.

b/ Cycle circadien de l'ammoniac - L'IFREMER a réalisé des observations horaires des concentrations d'ammoniac sur les quatre côtés du radeau de l'élevage de truites fario de SALMONA, durant 25 heures consécutives, du 18 décembre 1995 à 10h30 au 19 décembre 1995 à 11h30. Durant la période considérée, les coefficients de marée furent de 58 et 64. Les conditions météorologiques étaient calmes.

Le protocole a été défini en association avec le Laboratoire IFREMER de Chimie et Modélisation des Cycles Naturels (CMCN) à Brest. Les prélèvements ont été effectués à la bouteille Niskin, à 3,0 m sous la surface, soit à mi-profondeur des cages. L'ordre de prélèvement a été fixé comme suit : sud, nord, amont et aval. Le courant étant connu auparavant pour être majoritairement d'axe est-ouest, les stations amont et aval ont été établies sur cet axe. Sur le terrain, la vitesse et le cap du courant ont été mesurés deux fois par heure à 8-9 m de profondeur avec un courantomètre Braystoke. Les caps se sont révélés, cette fois, obliques par rapport à l'axe est-ouest. Le plan d'échantillonnage a néanmoins été conservé.

Au cours des 26 tournées de prélèvement, neuf tests de reproductibilité de l'ensemble prélèvement-conservation-dosage ont été effectués en soutirant, conservant et dosant un

deuxième flacon issu du même prélèvement d'eau. De plus, neuf tests d'homogénéité de la masse d'eau ont été pratiqués en prélevant, cette fois, à deux reprises au même endroit à cinq minutes d'intervalle dans les mêmes conditions de profondeur, matériel, etc...

Les échantillons d'eau ont été préfiltrés sur filtre en polypropylène de porosité 10 μm , soutirés dans des flacons en polyéthylène et mis à congeler moins de 45 minutes après.

La température et la salinité ont été observées chaque heure à l'aide d'une sonde de marque EIL.

c/ Ammoniac sur radiale - L'INTECHMER a effectué le 30 janvier 1996 trois séries de prélèvements d'eau sur une radiale incluant le radeau d'élevage. Les coefficients de marée du jour ont été de 38 et 40. Six stations ont été échantillonnées dans l'ordre suivant pour accompagner autant que possible la même masse d'eau : 20 m en amont du radeau, face aval de celui-ci, puis 5, 10, 20 et 50 m en aval. L'orientation aval a été matérialisée par un bout flottant, s'orientant selon le courant. Les heures de passage ont été successivement centrées sur 10h00 (=BM-1h30), 14h00 (=BM+2h30) et 16h30 (=PM-0h45). La profondeur des prélèvements a été de 3 m sous la surface. Le flaconnage et la conservation des échantillons ont été semblables à ceux mis en œuvre lors de l'étude des "situations générales" décrites antérieurement.

2/ Méthodes d'analyse - Expression des résultats

a/ Situations générales et Ammoniac sur radiale - Dès le retour au laboratoire (quelques heures au plus), les échantillons ont été filtrés et les réactifs nécessaires ajoutés.

- L'ammoniac a été fixé par addition de réactifs sur le terrain, ceci permettant un dosage colorimétrique dans un délai de 12 à 48 heures.

- Autres nutriments : filtration sur membrane nylon (0,45 μm). Les échantillons ont été ensuite congelés ou analysés immédiatement par méthode colorimétrique sur auto-analyseur Technicon AAII, selon les méthodes décrites par Tréguer et Le Corre (1974).

- Les MES ont été récoltées par filtration d'un litre d'échantillon sur membrane en fibre de verre tarée, puis rincées à l'eau distillée. Le poids a été estimé à 0,1 mg près, après séchage pendant 24 heures dans une étuve à 95 °C. Les teneurs en matières volatiles ont été déterminées après calcination des filtres à 550 °C.

Les techniques de mesure du poids des MES et de la concentration d'ammoniac sont celles d'Aminot et Chaussepied (1983).

En ce qui concerne l'expression de l'ammoniac - le marqueur de l'élevage en principe le mieux observable dans l'eau - le problème s'est posé de discriminer, dans ses concentrations, la fraction pouvant provenir de la ferme, de celle issue d'une variabilité de ce sel, hors élevage. L'utilisation de la méthode d'échantillonnage avec régression ne peut pas être appliquée à cet usage (Scherrer, 1983). La méthode de "normalisation" suivante, quoique non conventionnelle, a été adoptée. La silice, forcément exogène, et l'ammoniac à la station de référence ont été utilisés. Pour chaque mission, les concentrations de silice des différentes stations (SiS) ont été divisées par celle de la station de référence (SiR), constituant ainsi un indice de la variation naturelle de l'ensemble des sels nutritifs à chaque station (i). Les concentrations d'ammoniac observées à chaque station (AS) ont été ensuite divisées par cet indice i. Enfin, les concentrations de ce nutriment susceptibles d'être imputées à la ferme (AF) ont été obtenues en retranchant de ces résultats "normalisés" la

concentration d'ammoniac observée à la station de référence (AR). C'est-à-dire :
 $AF = (AS/i) - AR$, avec $i = SiS/SiR$.

b/ **Cycle circadien de l'ammoniac** - Les échantillons concernés ont été décongelés et analysés par le Laboratoire CMCN suivant la méthode colorimétrique sur autoanalyseur Technicon AII, selon Tréguer et Le Corre (1975).

3/ *Données d'élevage et rejets trophiques* (cf. tableau 2)

Le cheptel en place au moment des situations générales, les quantités d'aliment distribuées ainsi que ses teneurs en protéines et phosphore ont été indiquées par l'éleveur.

Les calculs des flux théoriques d'azote et de phosphore sont effectués à l'aide de ratios fournis par Dosdat (comm. pers.). Concernant l'azote, les aliments utilisés contiennent 42 ou 46 % de protéines selon la taille individuelle de poisson concernée. L'azote constitue en moyenne 16 % de la masse protéique, et l'on a donc 67 à 74 g d'azote par kg d'aliment. De cette ration, 13 % ne sont pas digérés et sont rejetés sous forme particulaire dans les fèces. L'excrétion branchiale en élimine 32 % en moyenne sous forme dissoute (ammoniac et urée).

Globalement, on aboutit donc à une quantité totale d'azote rejeté (particulaire + dissous) comprise entre 30,2 et 33,1 g par kg d'aliment ingéré.

Dans le tableau 2, les stocks en élevage, les apports d'aliment et les estimations d'azote rejeté ne sont pas dans des rapports constants. À chaque mission, en effet, le spectre des tailles individuelles, le taux de conversion apparent* et la température modulent les ratios.

Le phosphore est rejeté quasi exclusivement sous forme particulaire. L'aliment en contient 0,9 % en masse dont 70 % sont évacués avec les fèces (= 0,63 % de l'aliment ingéré).

II PHYTOPLANCTON

Le suivi de la chlorophylle et de la composition générique des peuplements a été effectué de mars 1993 à septembre 1995. Il a été intégré dans le réseau de surveillance phytoplanctonique de Normandie (fig. 5). Le personnel de l'élevage SALMONA a réalisé les prélèvements d'eau à une fréquence à peu près mensuelle jusqu'en septembre 1993, et bimensuelle ensuite. Ils ont été effectués au flacon, en surface, au radeau et à la station de référence distante d'environ 300m. Considérant que sur une aussi faible distance aucune évolution significative du phytoplancton n'était susceptible d'avoir lieu, les deux prélèvements ont été regroupés. Des comparaisons sont effectuées avec d'autres sites du réseau de surveillance en Manche.

1/ *Chlorophylle*

L'échantillon d'eau réservé pour le dosage de la chlorophylle est filtré sur un filtre Whatman en microfibrilles de verre CF/C (0,45 µm). Le filtre est congelé et l'analyse est faite selon la méthode de Lorenzen (*in* Aminot et Chaussepied, 1983). Les teneurs de phéophytine sont également présentées.

* Taux de conversion apparent = masse d'aliment distribuée / gain de masse du cheptel

2/ Composition générique des peuplements

L'échantillon est fixé au lugol. Dix millilitres sont ensuite décantés durant 3 à 4 heures dans une cuve de sédimentation (Utermöhl, 1958), et observés en totalité au microscope inversé (OLYMPUS IMT-2, X100, X200, X400). La détermination est faite au genre (à l'espèce quand c'est possible) et les comptages sont exprimés en nombre de cellules par litre. Les taxons sont présentés après regroupement par genre ou par famille. La lecture de quelques échantillons a été contrariée par une turbidité excessive.

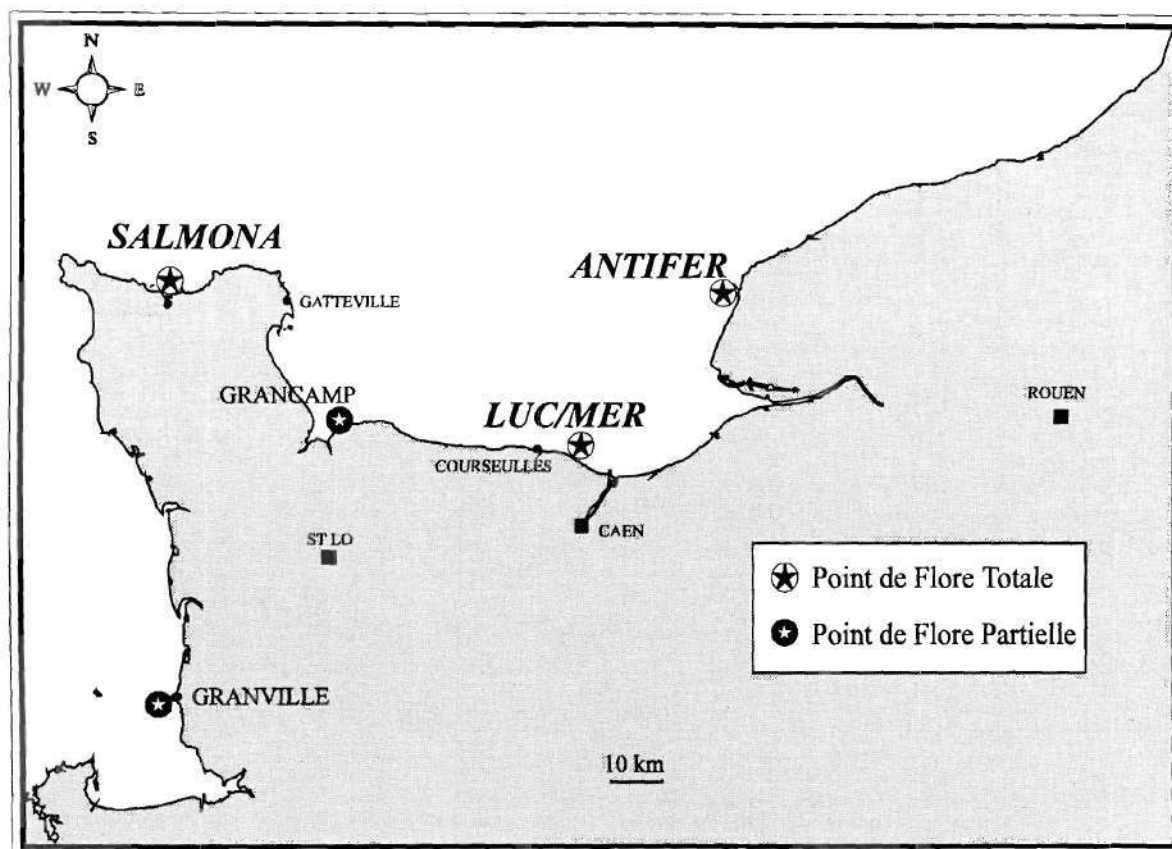


Figure 5 Suivi phytoplanctonique en Normandie (1994)

Un indice d'abondance annuelle des taxons a été calculé selon la méthode de Sanders (1960). À chaque date où le site a été échantillonné, les genres sont ordonnés par densité décroissante. Les dix plus abondants sont notés de 10 à 1 selon leur rang. Les autres sont affectés d'une note nulle. En sommant ces notes sur l'année et en divisant par le nombre de prélèvements, on obtient un rang d'abondance global. Les dix premiers taxons sont dits "caractéristiques". Les "accompagnateurs" ont un indice moins élevé mais supérieur à zéro, et les "accessoires" ont un indice nul. Il faut néanmoins garder à l'esprit le fait que, pour les espèces toxiques à faible concentration comme *Dinophysis sp.*, un indice faible n'est pas anodin.

La succession des genres lors de la saison phytoplanctonique est illustrée graphiquement par des polygones représentant l'évolution du pourcentage d'abondance des principaux taxons par rapport à la totalité de la flore phytoplanctonique (Johnstone *et al.*, 1924).

III MICROBIOLOGIE

Une éventuelle contamination bactérienne due à l'élevage a été recherchée en utilisant un groupe de germes tests de contamination fécale (coliformes thermotolérants = colif. fécaux). Cette action a constitué une extension du réseau microbiologique de l'IFREMER en Normandie.

La flore bactérienne intestinale des mammifères n'existe pas spontanément dans le tractus digestif des poissons, et des salmonidés en particulier, et elle n'y prolifère pas (Lesel et Le Gac, 1983 ; Coulibaly, 1992). L'intestin des poissons abrite une flore qui est le simple reflet de celle du milieu ambiant. Dans le cas des élevages de poissons, il restait néanmoins à savoir si le supplément de matière organique apporté au milieu ambiant par l'aliment artificiel pouvait être le support d'un développement bactérien indésirable, en cas de contamination d'origine extérieure.

Pour s'affranchir de la variabilité des mesures dans l'eau, il a été fait appel à des mollusques filtreurs, intégrant la contamination bactérienne dans le temps. À cet effet, des moules témoins ont été installées en suspension à 3 m de profondeur (niveau moyen des poissons), dans des pochons, en deux stations : sous le radeau d'élevage et à la station de référence d'hydrologie. De mai 1994 à mai 1995 des prélèvements y ont été effectués mensuellement par le personnel de SALMONA. Néanmoins, à la station de référence le pochon a disparu à plusieurs reprises pour une raison indéterminée (aléa météorologique ou vol), et a dû être remplacé.

Au laboratoire IFREMER de Port-en-Bessin, dans le délai ordinaire de 24 heures au maximum, la chair des moules et le liquide intervalvaire ont été préparés par décoquillage, broyage, incubation. Le comptage des germes a été effectué sur deux répliquats par conductancemétrie (selon la méthode Malthus). La moyenne des deux valeurs est exprimée pour 100 g de chair et de liquide intervalvaire. Le seuil de comptage est de 32 germes. Les comptages des deux stations sont comparés.



RÉSULTATS ET COMMENTAIRES

Les résultats acquis depuis 1993 dans le cadre de cette étude sont exposés et discutés ci-après.

En ce qui concerne les trois situations générales, les valeurs sont représentées graphiquement par les figures 6a à 6i. Les concentrations d'oxygène dissous, ammoniac, nitrites, nitrates, phosphates, silicates, matières en suspension totales (MEST), et les pourcentages de matières en suspension volatiles sont figurés pour chaque mission, à chaque station, en surface et au fond. L'interprétation des concentrations d'ammoniac est illustrée par les figures 7 à 12. Les valeurs de chlorophylle et phéophytine, le pourcentage de diatomées, et les comptages de coliformes thermotolérants, qui ont bénéficié d'un échantillonnage plus fréquent, sont représentés en fonction du temps (voir fig. 13 à 15). L'abondance relative des genres phytoplanctoniques et leur succession temporelle sont présentées en annexe, fig. A à F.

I TEMPÉRATURE ET SALINITÉ

La température et la salinité (cf. tableau ci-dessous) ne présentent pas de gradient vertical. À peine observe-t-on en février 1994 une différence de 0,1 °C et 0,3 ‰ (ou g/l) entre la surface et le fond.

Dates	13.05.93	22.09.93	22.02.94	
			Fond	Surface
Température (°C)	11,3	16,6	8,0	7,9
Salinité (g/l)	33,8	34,0	34,8	34,5

La faiblesse des apports d'eau douce, la vitesse des courants et le caractère accidenté du trait de côte s'opposent à une stratification de densité des eaux de la Grande Rade.

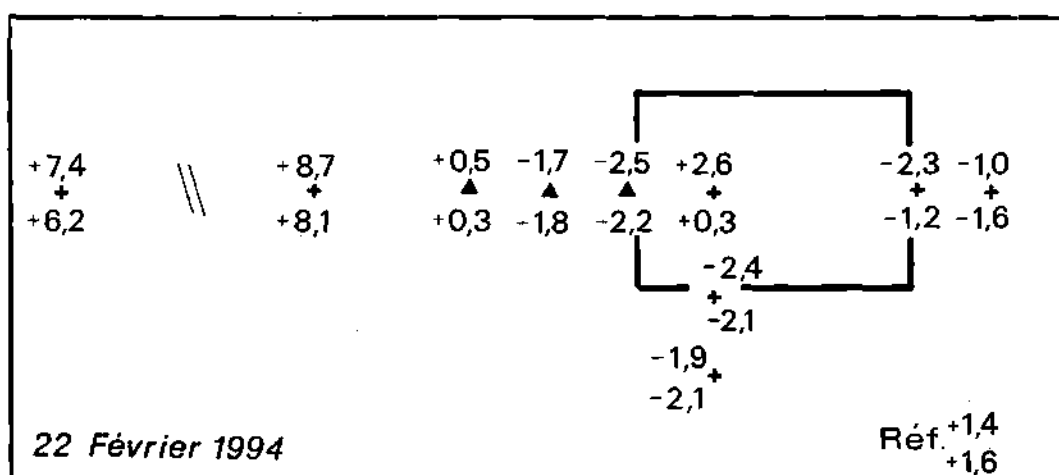
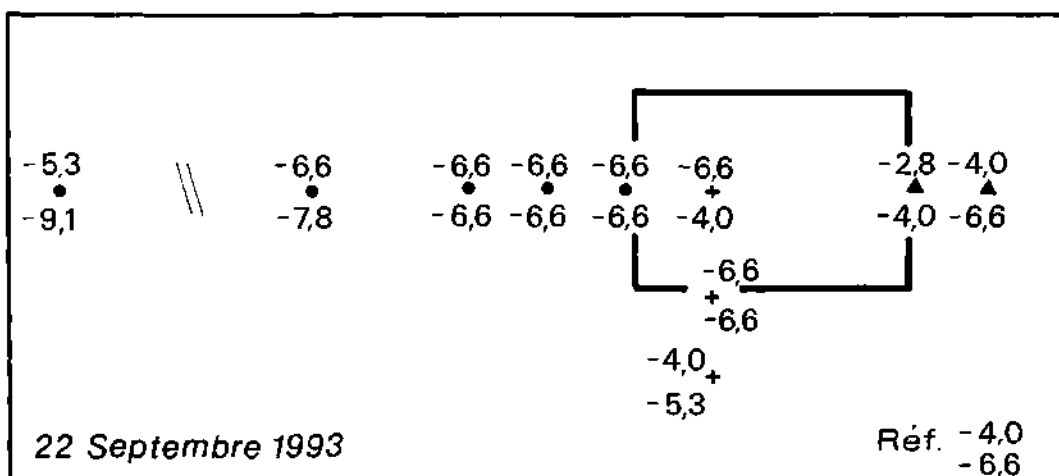
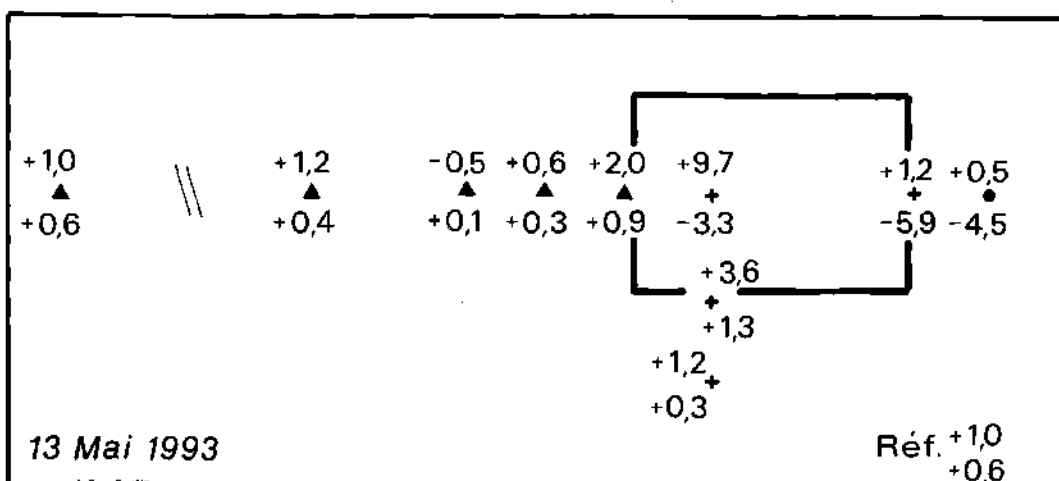
II OXYGÈNE DISSOUS

Les concentrations d'oxygène dissous du milieu avoisinant le radeau s'éloignent peu de celles de la station de référence (fig. 6a). L'ensemble est très proche de la saturation (fig. 6b). Le déficit systématique de saturation observé le 22 septembre 1993 est dû à un biais provenant de l'utilisation imprévue d'une sonde appartenant à l'élevage, au lieu de celle habituelle, correctement calibrée, mais inutilisable ce jour-là.

Une comparaison statistique entre les teneurs de surface et celles du fond (test de Wilcoxon) montre qu'à chaque mission, l'ensemble des concentrations de surface est significativement supérieur à celui des mesures effectuées au fond. Même si elle est peu élevée, cette différence pourrait refléter soit une consommation par la matière organique (vivante et inerte) au niveau du sédiment, soit une production par le phytoplancton en surface.

Fig. 6 b

OXYGENE DISSOUS (Saturation-100 %)



Radeau

+1,1 surface

+
-1,4 fond

+ Prélèvement à l'étaie

▲ — en amont

• — en aval

En surface, au milieu du radeau lui-même et sur ses bords, on n'observe pas de diminution d'oxygène correspondant à la respiration du cheptel. Cela peut signifier que le renouvellement de l'eau et/ou la photosynthèse des algues fixées sur les structures d'élevage contrebalancent cette consommation. En réalité, les différences observées sont très faibles et correspondent vraisemblablement autant à une imprécision des mesures qu'à de véritables variations des concentrations. Si nécessaire, la marque de la respiration des poissons pourrait être recherchée plus finement par des suivis circadiens, notamment en été.

La teneur en oxygène de l'eau environnant l'élevage n'est pas abaissée par ce dernier. Le renouvellement rapide de l'eau en est probablement la cause principale. Si l'oxygène était déprimé par le cheptel, les performances de celui-ci en seraient d'ailleurs affectées.

III MATIÈRES EN SUSPENSION (MES)

Les matières en suspension totales (MEST) présentent des valeurs assez peu élevées dans leur ensemble (fig. 6c). Si l'on excepte les deux concentrations de 19 et 20 mg/l observées en amont du radeau le 22 septembre 1993, les moyennes des trois missions (en confondant les deux niveaux) se situent entre 2,1 et 4,6 mg/l pour les MEST. Elles sont comprises entre 0,9 et 1,9 mg/l pour les matières en suspension volatiles (MESV) (tab. 3). Cela est sans doute à mettre au compte de l'absence d'apports terrigènes influençant directement le site, et au fait que les missions se sont toutes déroulées par des conditions météorologiques clémentes favorisant la sédimentation. Le pourcentage de MESV (fig. 6d) ne présente pas d'augmentation en aval ou à proximité de l'élevage.

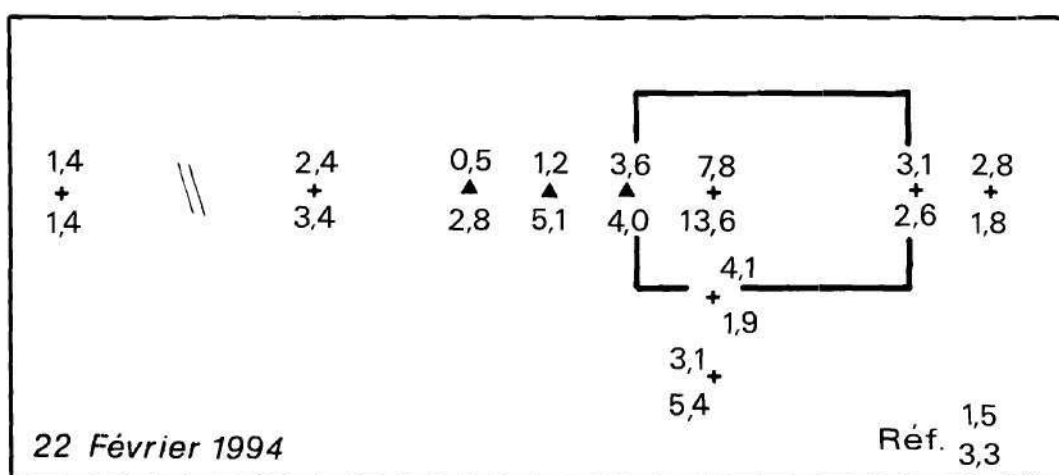
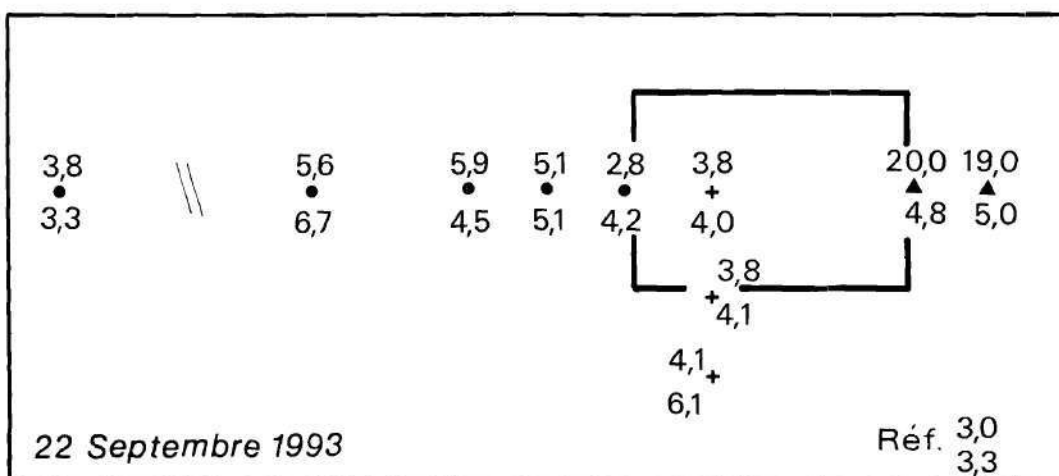
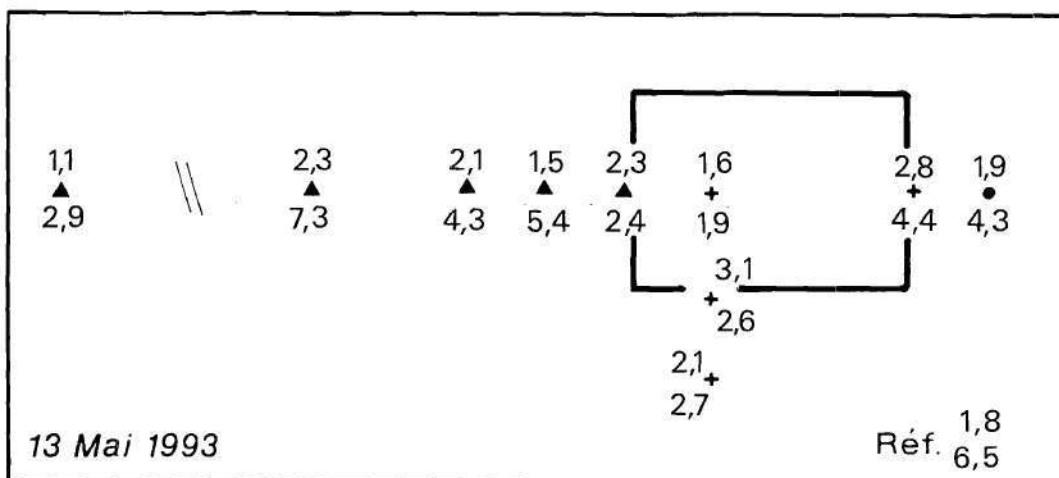
Les MEST, les MESV et le pourcentage de MES volatiles montrent une grande variabilité tant au fond qu'en surface. Les coefficients de variation s'échelonnent entre 18 et 86 % (tab. 3). C'est d'ailleurs la plus forte variabilité observée parmi les différents paramètres d'hydrologie. Les courants rapides, le tourbillon de fin de flot et l'obstacle constitué par le radeau d'élevage constituent autant de facteurs de remise en suspension de la couche superficielle du sédiment, et tendent à rendre hétérogène la distribution des MES.

Une augmentation des valeurs des trois paramètres a été évidemment recherchée, en tant qu'apport de l'élevage, en aval du radeau, sur son pourtour et en son milieu. Sans succès.

En fait, les rejets organiques particuliers provenant de l'élevage sont majoritairement des fèces et des granulés non consommés. La vitesse de chute de ces éléments de grande taille a été précédemment estimée en moyenne à 4 cm/s pour les fèces de saumon (Gowen *et al.*, 1989) et à 10 cm/s pour les granulés (Goux-Plaire, 1992). Durant les 2 à 6 minutes que dure leur chute sur la quinzaine de mètres de la colonne d'eau, une désagrégation en particules fines n'a pas le temps d'avoir lieu. D'autant que les fèces de salmonidés sont dotés d'un emballage muqueux qui leur donne une assez bonne résistance à ce point de vue. Les observations vidéo montrent que ces particules ne s'accumulent temporairement que dans les abris hydrodynamiques constitués par des obstacles sur le fond ou des dépressions du sédiment. Le reste est rapidement emporté par charriage avant d'être réduit en éléments fins.

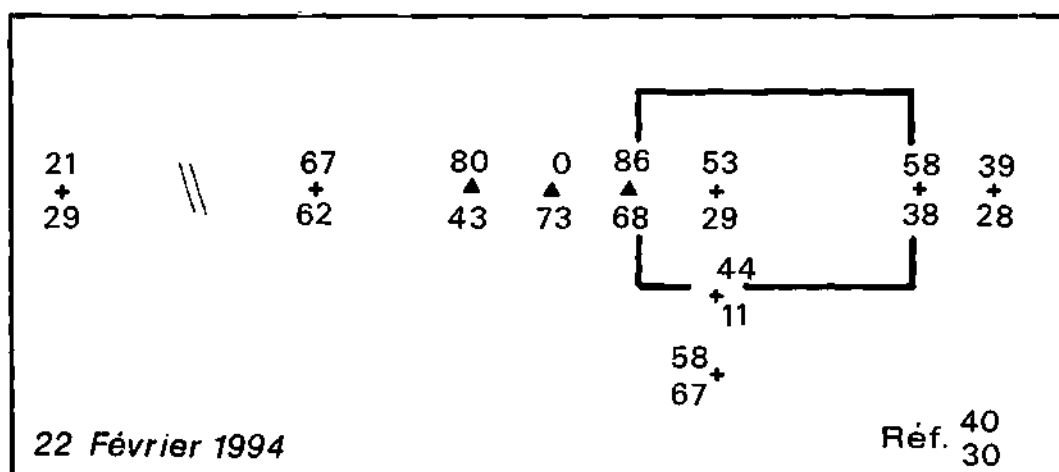
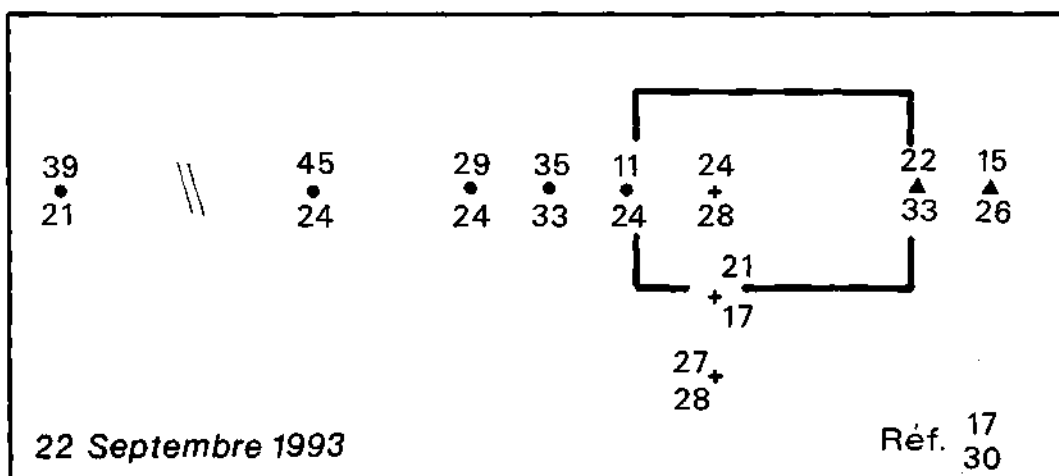
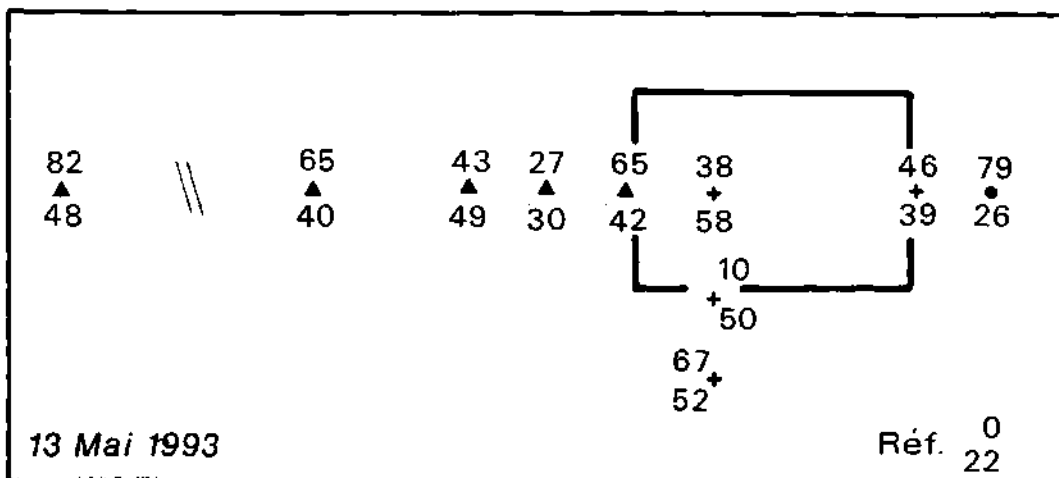
Fig. 6 c


Matières en suspension totales (mg/l)



- Radeau
- 1,1 surface
- + 1,4 fond
- + Prélèvement à l'étable
- ▲ ——— en amont
- ——— en aval

Fig. 6 d Pourcentage de suspensions volatiles



 Radeau
 1,1 surface
 +
 1,4 fond

+ Prélèvement à l'étale
 ▲ ——— en amont
 ● ——— en aval

Tableau 3 MATIERES EN SUSPENSION (mg/l)

Niveau		MEST	MESV	% MESV	
13/05/93	S	Moyenne	2,1	0,9	47,4
		<i>Ecart-type</i>	0,57	0,55	27,21
		<i>Coeff. variat. (%)</i>	27,9	58,4	57,5
F		Moyenne	4,1	1,5	41,2
		<i>Ecart-type</i>	1,77	0,55	11,62
		<i>Coeff. variat. (%)</i>	43,5	35,4	28,2
22/09/93	S	Moyenne	7.0*	1,7	25.9*
		<i>Ecart type</i>	5,97	1,15	10,03
		<i>Coeff. variat. (%)</i>	85,5	68,9	38,8
F		Moyenne	4,6	1,2	26,3
		<i>Ecart type</i>	1,01	0,36	4,72
		<i>Coeff. variat. (%)</i>	21,8	29,3	18,0
22/02/94	S	Moyenne	2,9	1,5	49,6
		<i>Ecart-type</i>	1,89	1,19	23,71
		<i>Coeff. variat. (%)</i>	65,9	78,6	47,8
F		Moyenne	4,1	1,9	43,3
		<i>Ecart-type</i>	3,24	1,36	19,65
		<i>Coeff. variat. (%)</i>	78,7	73,4	45,4

* = en omettant les valeurs de MEST apparemment aberrantes de 19,0 et 20,0 mg/l, leur moyenne devient 4,2 mg/l (écart-type : 1,0 ; coeff. variat. : 23,8), et le pourcentage moyen de MESV devient 27,5.

Les turbidités mesurées bimensuellement de mars 1993 à septembre 1995, évoluent entre 0,6 et 7,5 NTU et ne présentent pas d'évolution particulière.

Dans un milieu où l'hydrodynamisme est important et la variabilité des matières en suspension forte, les rejets particuliers de l'élevage ne sont pas à même d'imprimer leur marque, de par leur vitesse de chute élevée et leur charriage aisé.

IV SELS NUTRITIFS

1/ Phosphates

Les teneurs en phosphates solubles se situent généralement entre 0,4 et 0,7 μM (fig. 6e).

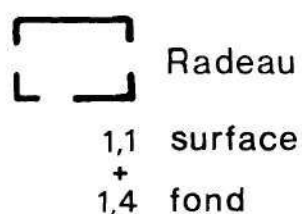
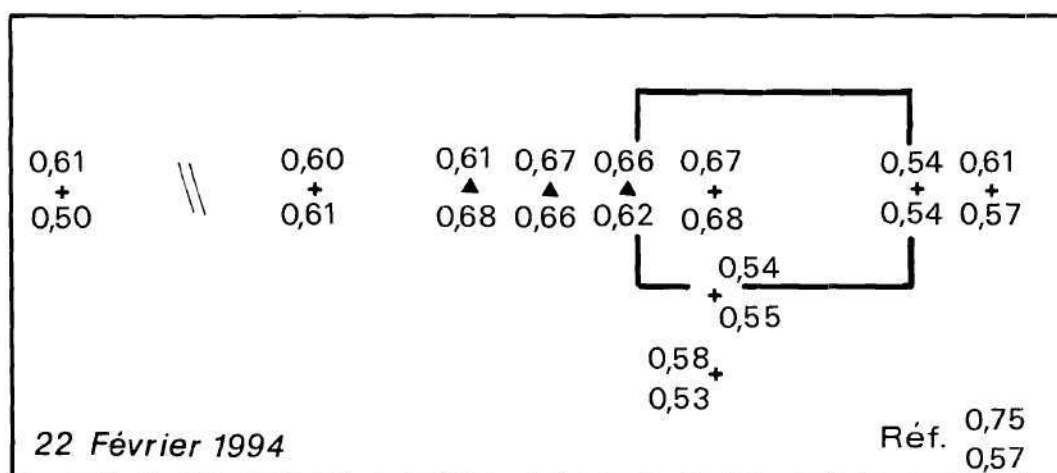
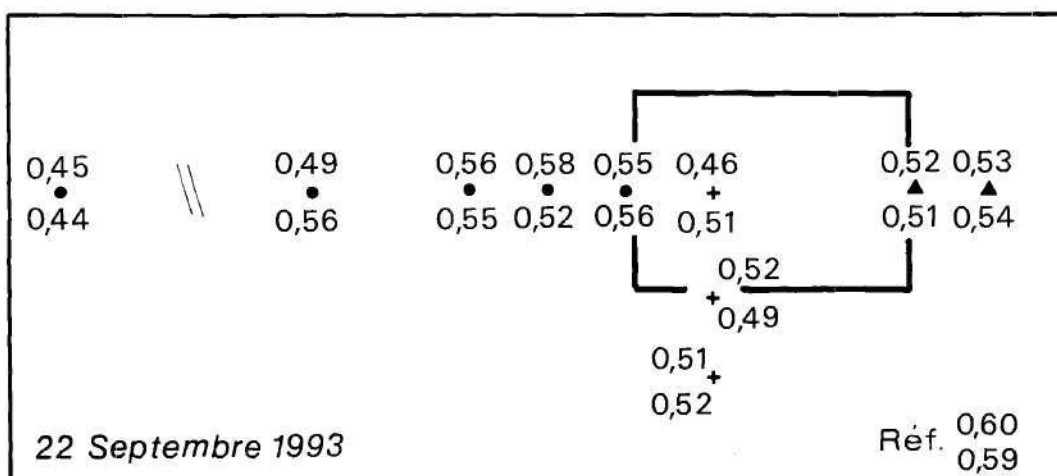
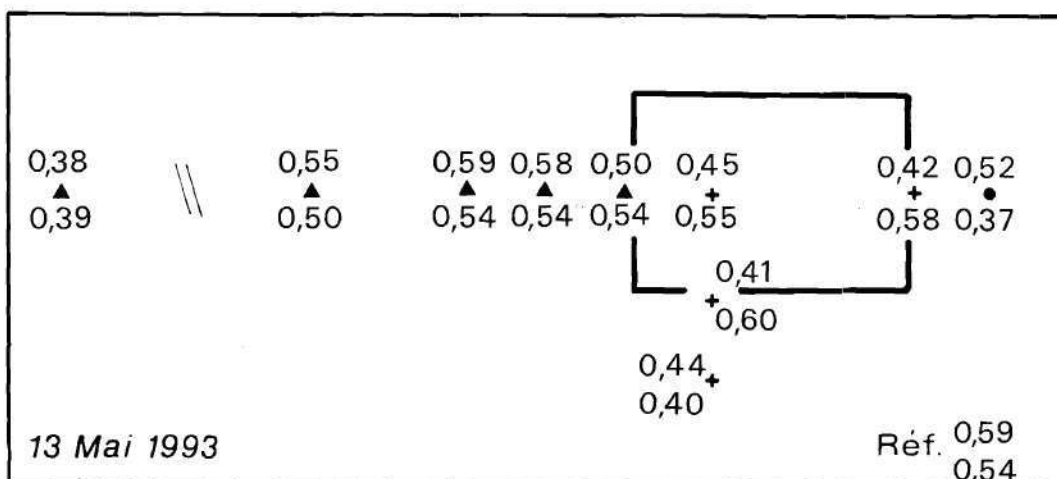
Au cours d'une même mission, elles présentent une grande homogénéité entre stations (référence incluse) et entre les niveaux. Elles sont également peu différentes entre missions. (tab. 4).

Tableau 4 SELS NUTRITIFS (μM)

	Niveau		NH4	NO2	NO3	PO4	Si
13-mai-93	S	Moyenne	1,10	0,27	12,10	0,49	1,63
		<i>Ecart-type</i>	0,20	0,04	1,43	0,08	0,56
		<i>Coeff. variat .(%)</i>	18,1	14,6	11,7	15,7	34,1
	F	Moyenne	1,43	0,28	12,62	0,50	1,83
		<i>Ecart-type</i>	0,67	0,04	1,08	0,08	0,36
		<i>Coeff. variat .(%)</i>	46,9	14,9	8,5	15,8	19,7
22-sept.-93	S	Moyenne	2,69	0,37	3,70	0,52	5,49
		<i>Ecart type</i>	0,53	0,04	0,75	0,04	1,09
		<i>Coeff. variat .(%)</i>	19,6	9,8	20,1	8,3	19,9
	F	Moyenne	2,30	0,37	3,55	0,53	5,35
		<i>Ecart type</i>	0,21	0,03	0,76	0,04	0,87
		<i>Coeff. variat .(%)</i>	9,0	9,4	21,3	7,3	16,3
22-fév.-94	S	Moyenne	1,25	0,38	10,50	0,62	5,20
		<i>Ecart-type</i>	0,48	0,16	1,46	0,06	0,81
		<i>Coeff. variat .(%)</i>	38,2	41,3	13,9	9,5	15,5
	F	Moyenne	0,96	0,32	10,88	0,59	5,40
		<i>Ecart-type</i>	0,29	0,06	0,95	0,06	0,59
		<i>Coeff. variat .(%)</i>	29,9	20,1	8,7	10,0	11,0

Fig. 6 e

PHOSPHATES ($\mu\text{mol/l}$)



- + Prélèvement à l'étale
- ▲ ——— en amont
- ——— en aval

2/ Silicates

Les silicates en solution présentent des valeurs comprises entre 1,1 et 2,3 μM en mai 93, et entre 4,0 et 6,5 μM en septembre 93 et février 94 (fig. 6f).

Une poussée phytoplanctonique s'est produite en juin 1993 (voir fig. 3c), mais on constate que dès le mois de mai le stock de silice est largement entamé (fig. 3a). En février 94, il est reconstitué à un niveau qui est supérieur aux 3,4 μM du maximum moyen interannuel observé devant Flamanville, bien que la différence de salinité entre les sites soit minimale (Le Fèvre-Lehoërf *et al.*, 1993).

3/ Nitrates

Les nitrates présentent des valeurs élevées, de 9,0 à 14 μM , en mai 93 et février 94, avant les floraisons (fig. 6g).

En septembre 93, elles se cantonnent entre 2,5 et 4,7 μM . L'ammoniac présente une évolution inverse et trouve son maximum moyen en septembre 1993 (2,7 μM) (tab. 4). Ceci pourrait être dû à une reminéralisation du phytoplancton. Mis à part à cette date où les deux formes d'azote sont à des niveaux comparables, ce sont les nitrates qui représentent la forme dominante. Les teneurs en azote total sont ici supérieures aux moyennes mensuelles interannuelles observées devant Flamanville (2 à 4 μM).

Dans les conditions du site, la vitesse de transformation de l'ammoniac en nitrates n'est pas rapide au point que l'excrétion des poissons puisse provoquer une augmentation des nitrates sur place. Un délai de quelques heures au moins est nécessaire, et durant ce laps de temps l'advection et la dispersion de la masse d'eau ont le temps d'opérer.

Les silicates et les nitrates ne présentent pas de différence significative entre la surface et le fond, et ils sont évidemment sans relation avec l'élevage.

4/ Nitrites

Les nitrites sont, comme souvent en milieu marin, peu abondants (entre 0,25 et 0,40 μM) et n'appellent pas de remarques particulières (fig. 6h).

5/ Ammoniac

L'ammoniac, forme très majoritaire de l'excrétion azotée des salmonidés, est le composé le plus pertinent pour identifier les rejets de l'élevage dans la masse d'eau.

a/ Lors des trois missions « **situations générales** », ses teneurs évoluent entre 0,6 et 4 μM , et leur moyenne par mission et niveau se situe entre 1,0 et 2,7 μM (fig. 6i). Les mesures de surface sont significativement supérieures à celles de fond durant les deux dernières campagnes.

Fig. 6 f

SILICATES ($\mu\text{mol/l}$)

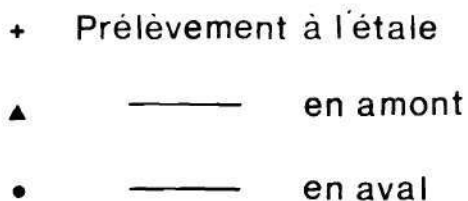
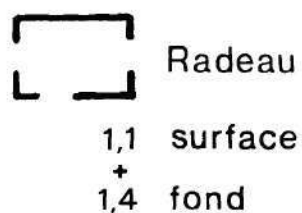
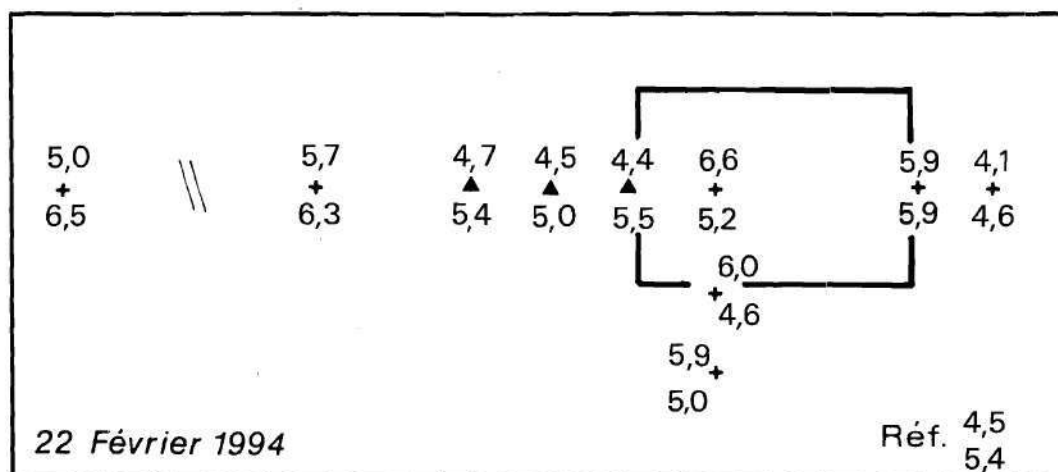
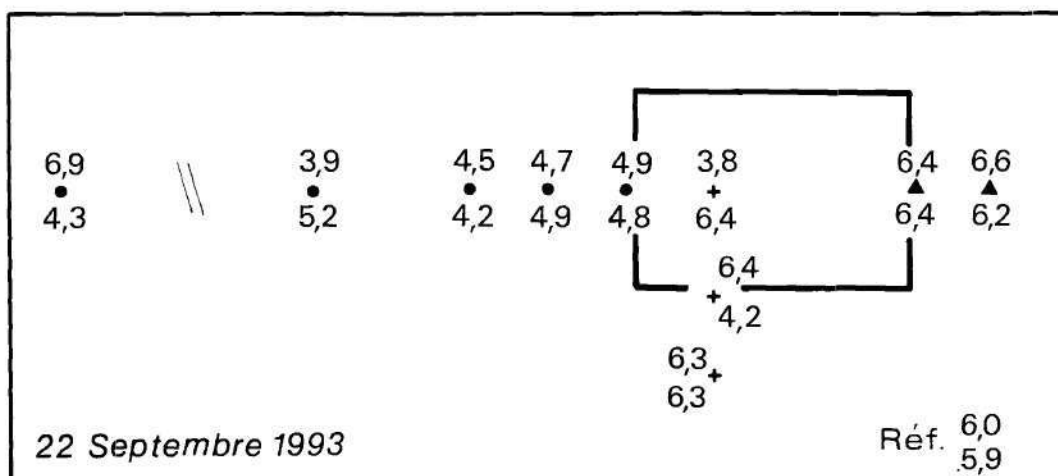
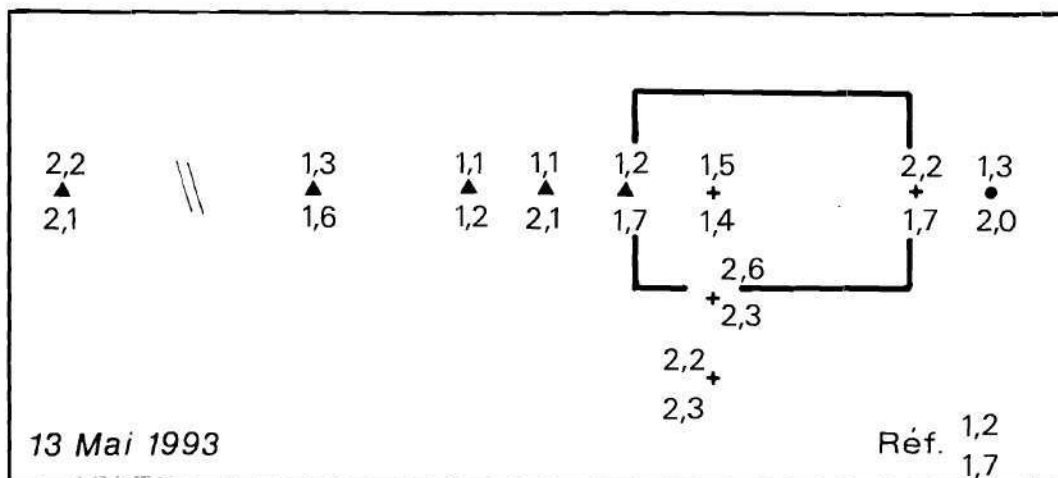


Fig. 6 g

NITRATES ($\mu\text{mol/l}$)

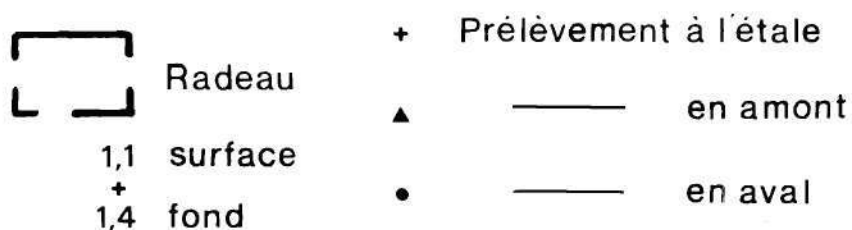
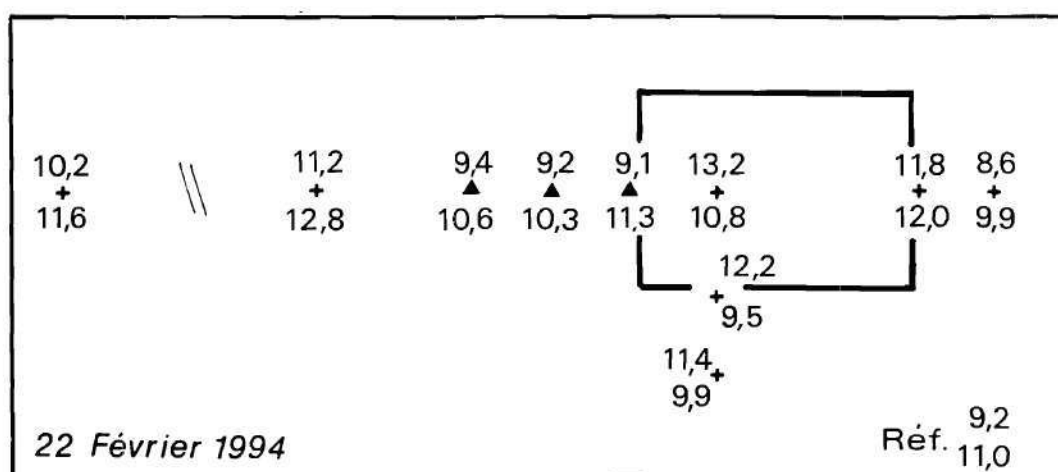
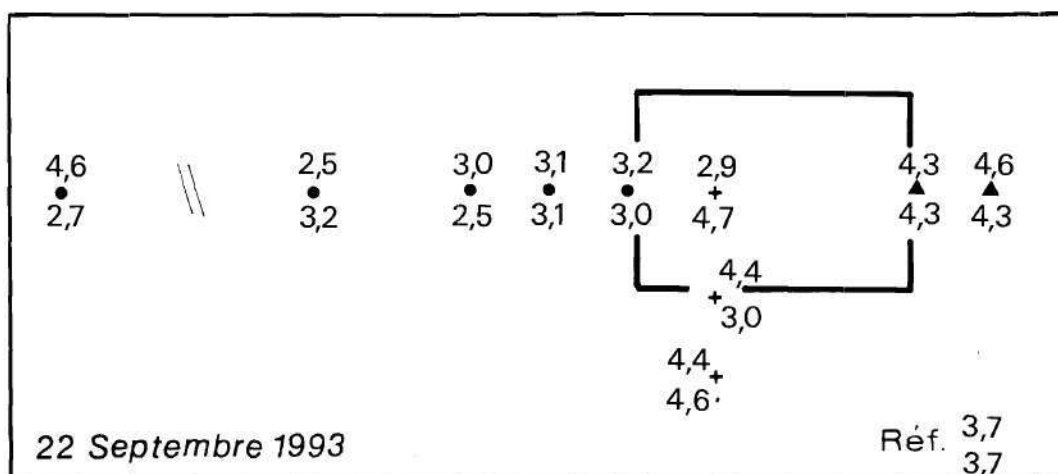
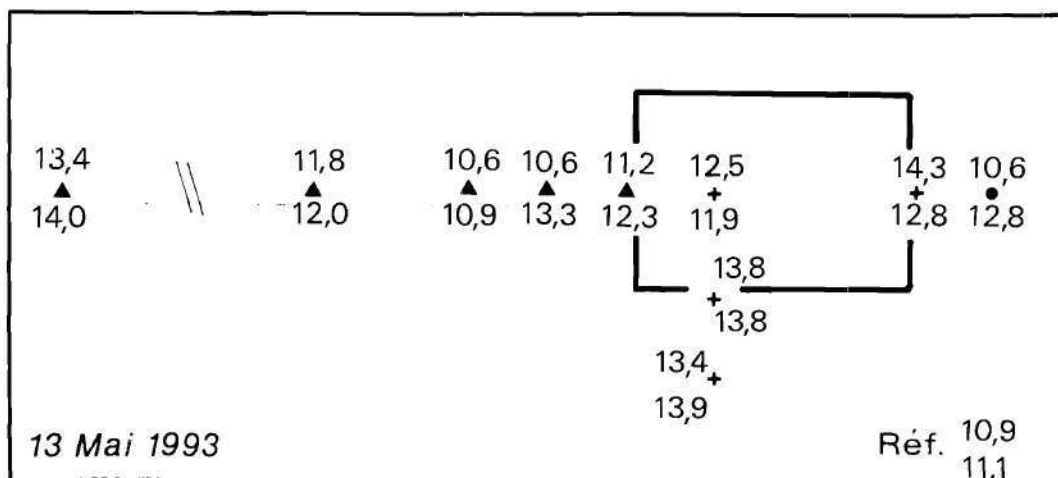
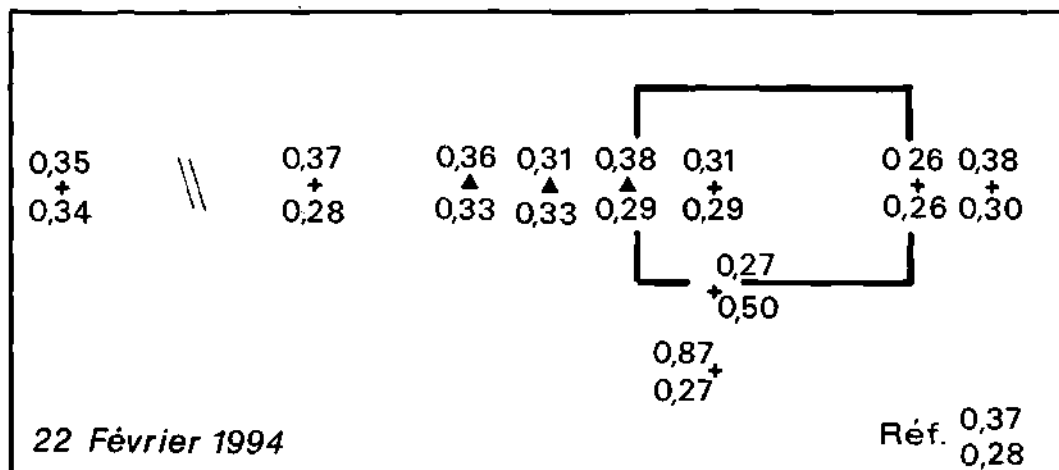
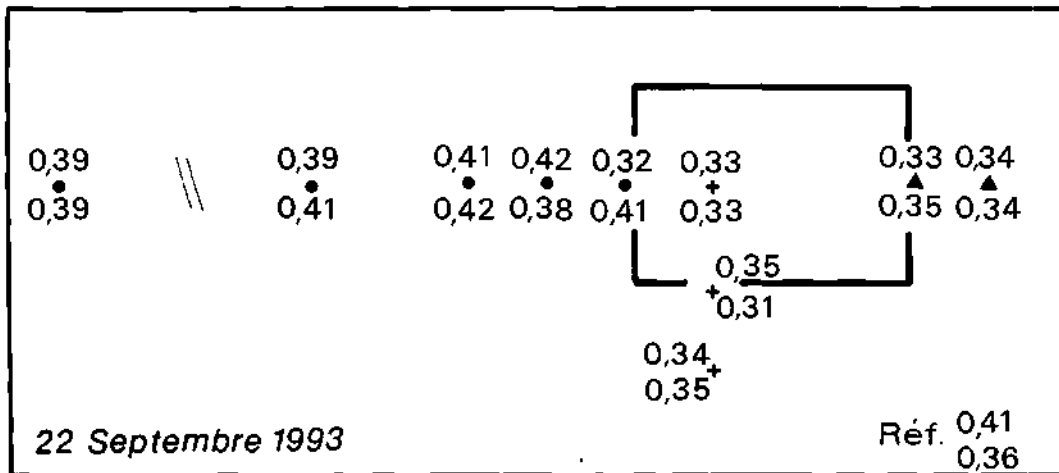
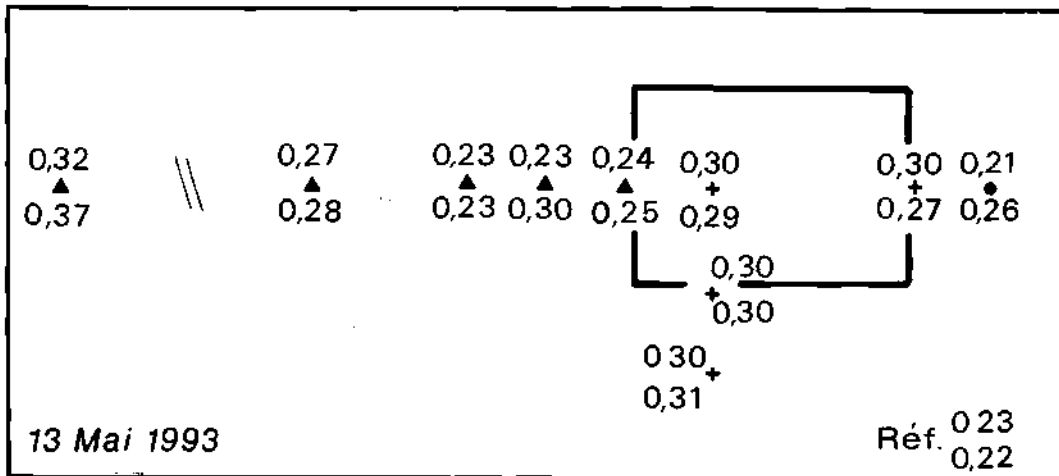


Fig. 6 h

NITRITES ($\mu\text{mol/l}$)




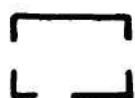
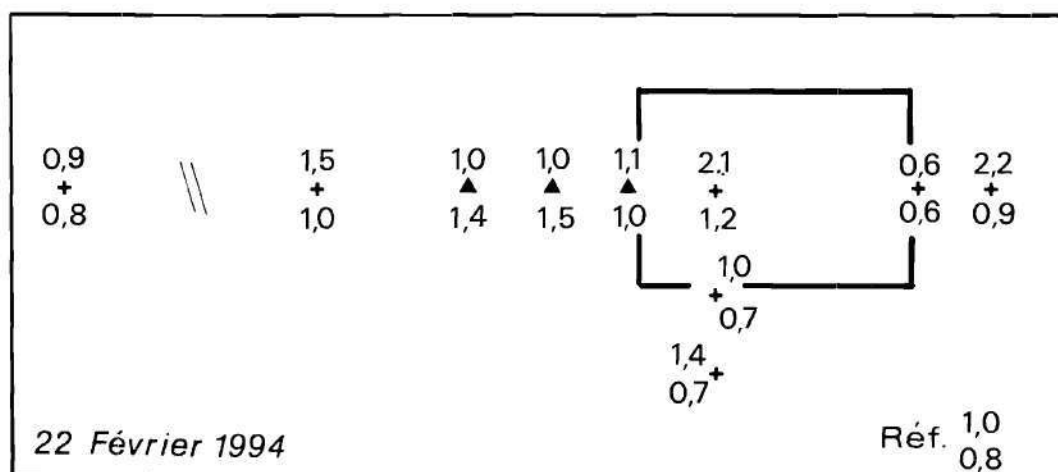
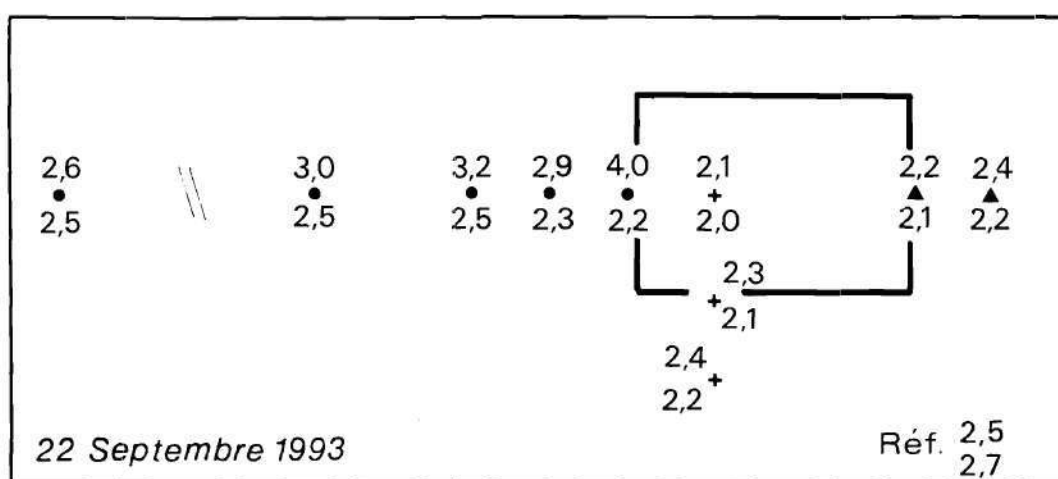
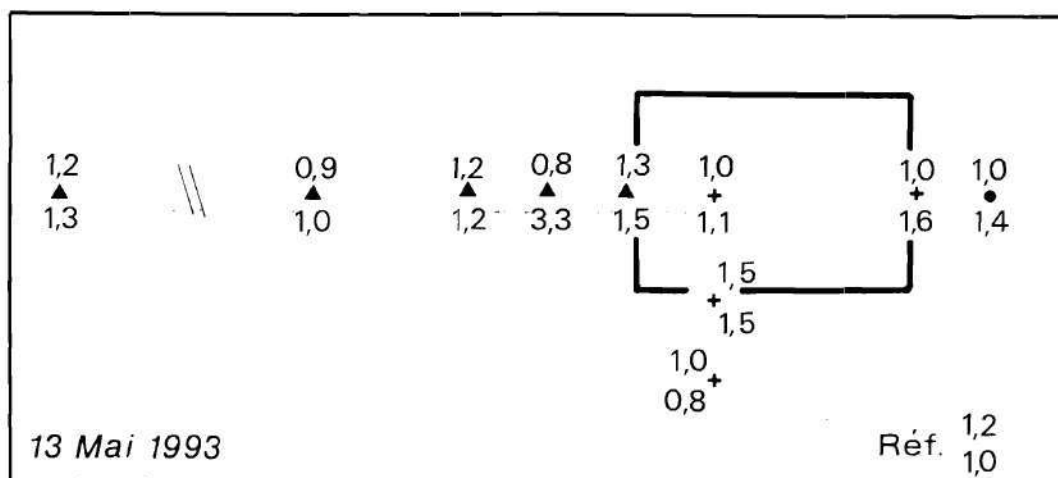
-  Radeau
- 1,1 surface
- + 1,4 fond
- + Prélèvement à l'étale
- ▲ — en amont
- — en aval

Fig. 6 i

AMMONIAQUE ($\mu\text{mol/l}$)



Radeau

1,1 surface

+
1,4 fond

+ Prélèvement à l'épave

▲ — en amont

• — en aval

La figure 6i ne met pas en évidence un apport ammoniacal par le radeau, sauf peut-être le 22 septembre 1993 aux stations de surface situées en aval. Pour identifier plus sûrement l'influence de l'élevage, nous avons tenté de discriminer la fraction susceptible de lui être imputée de celle d'origine exogène (cf. chap. Méthodes). L'essai réalisé en ce sens sur les concentrations de surface des trois missions est illustré par la figure 7. Seule l'augmentation de septembre 1993 ressort à nouveau, avec une surconcentration nette en aval du radeau, allant de 1 à 2,5 μM . À ce moment, le stock de truites en élevage était de 144 t, et la quantité d'aliment distribué de 1,2 t/j. Le rejet d'azote est estimé à 25,8 kg/j pour la période (cf. tab. 2). Mais le 22 février 1994, en dépit d'une estimation du rejet d'azote nettement supérieure (estimée à 42,4 kg/j), aucune augmentation d'ammoniac n'est perceptible autour de et au milieu du radeau (pas de station aval, ce jour).

b/ Lors du **cycle circadien de l'ammoniac**, les conditions de température et de salinité sont restées constantes au cours des 26 heures d'échantillonnage effectuées en décembre 1995 : 10,2 °C et 33,4 ‰.

i/ Courantologie

Les mesures de courant avaient pour but, d'une part de déterminer le sens de celui-ci et les moments d'étale et de renverse, de façon à positionner les prélèvements amont et aval sur l'axe est-ouest et, d'autre part, d'obtenir des indications sur les vitesses qui interviennent dans la dispersion des rejets d'ammoniac.

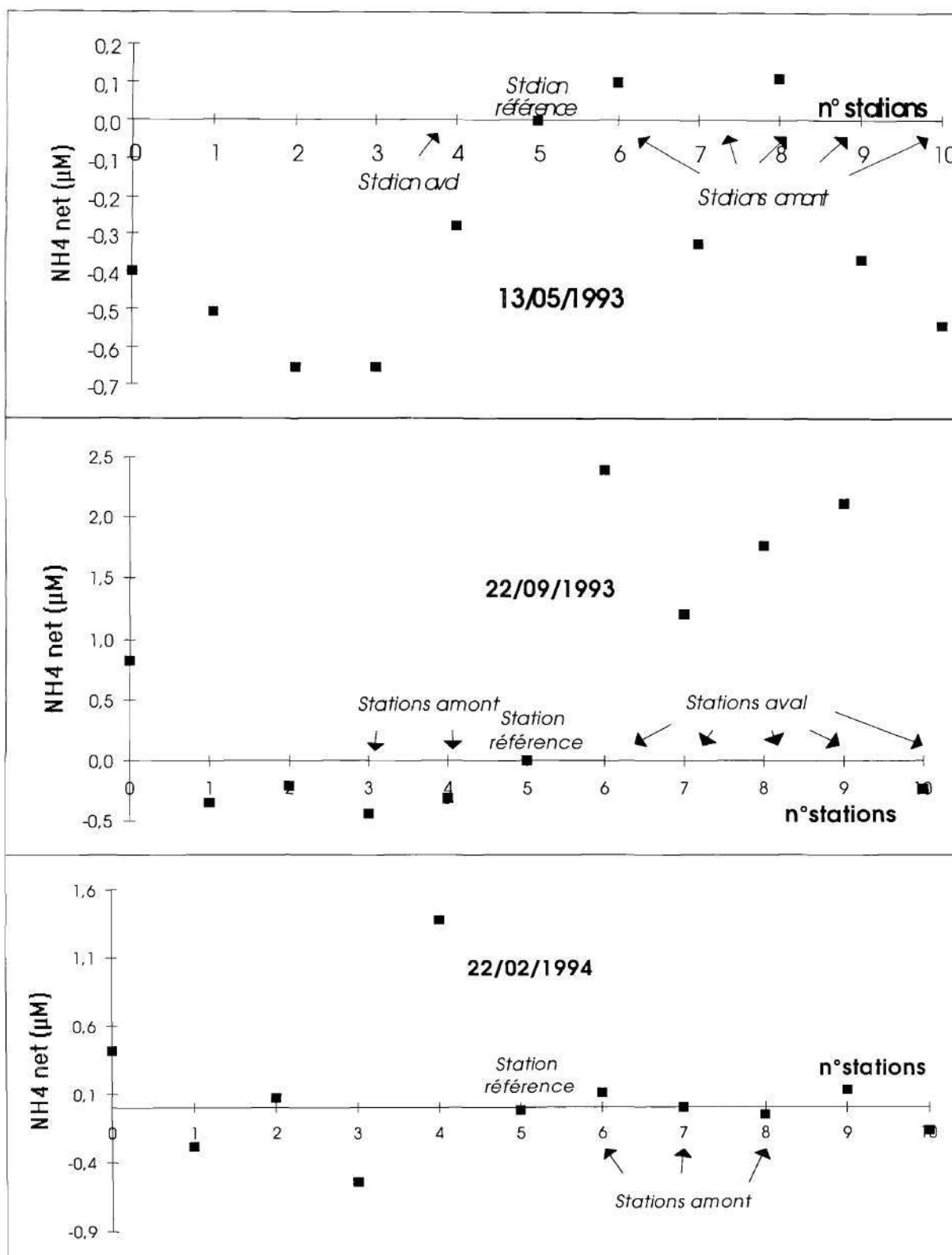
Les vitesses observées s'échelonnent entre 0,0 m/s (à l'étale de basse mer et à la renverse de mi-montant) et 0,38 m/s, vitesse atteinte peu après la pleine mer (fig. 8). Le courant de flot n'existe que durant la première moitié du montant. Son maximum de vitesse est d'environ 0,15 m/s. Ces valeurs confirment les enregistrements effectués précédemment pendant deux mois au même site et au fond (Merceron et Gaffet, 1994).

Concernant les caps, en revanche, l'ensemble des mesures de 1995 montre deux orientations principales : 350 ° environ durant les trois quarts du cycle, et 135 ° environ durant le reste du temps (fig. 8). La différence en cap d'avec les observations de 1994, où ils étaient est-ouest, ne trouve pas d'explication certaine, bien que plusieurs hypothèses puissent être avancées : différence de profondeur de la mesure, influence de la structure, déplacement temporaire éventuel du vortex dont le centre est normalement situé au sud du site.

ii/ Ammoniac

Les neuf paires de replicats issues chacune d'un même prélèvement montrent une excellente homogénéité et prouvent la répétabilité des conditions de soutirage, conservation et analyse des échantillons. D'autre part, entre deux prélèvements d'eau effectués dans les mêmes conditions à cinq minutes d'intervalle, on trouve sept fois des concentrations d'ammoniac similaires, mais à deux reprises leur différence est de 1,0 μM . À notre avis de tels écarts, qui semblent aléatoires, sont probablement dus à des tourbillons induits par le radeau le long de ses flancs et susceptibles de présenter des teneurs parfois différentes. Ceci incite à une certaine prudence dans l'interprétation des résultats du cycle circadien.

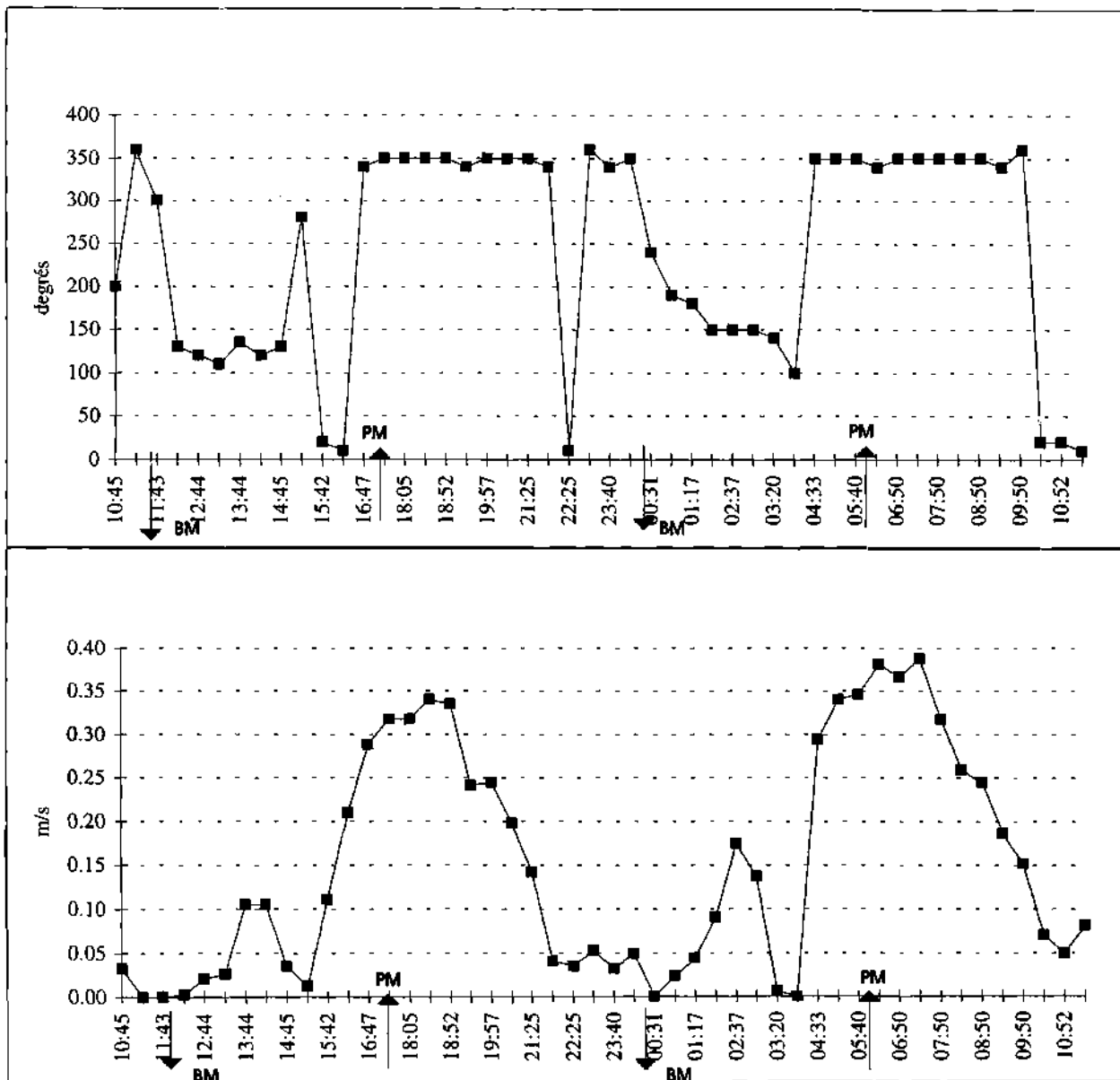
Figure 7 NH4 - Surface - Écarts des concentrations à la valeur « normalisée » du jour



Les stations sans étiquette ont été échantillonnées à l'étaie

Figure 8 Cap et vitesse du courant sur le site

(18-19/12/95) Coeff. = 58 - 64



Concernant les mesures du cycle lui-même, les concentrations d'ammoniac observées à la face amont du radeau évoluent dans une gamme limitée et de façon progressive (fig. 9 et tab. 5). À la face aval, elles sont systématiquement plus élevées et leur différence d'avec l'amont est statistiquement très significative. À l'aval les niveaux changent dans une gamme plus importante, et de façon désordonnée, semble-t-il.

Figure 9 Ammoniac - Cycle de 24 heures - Amont et aval (18 - 19 /12/1995)

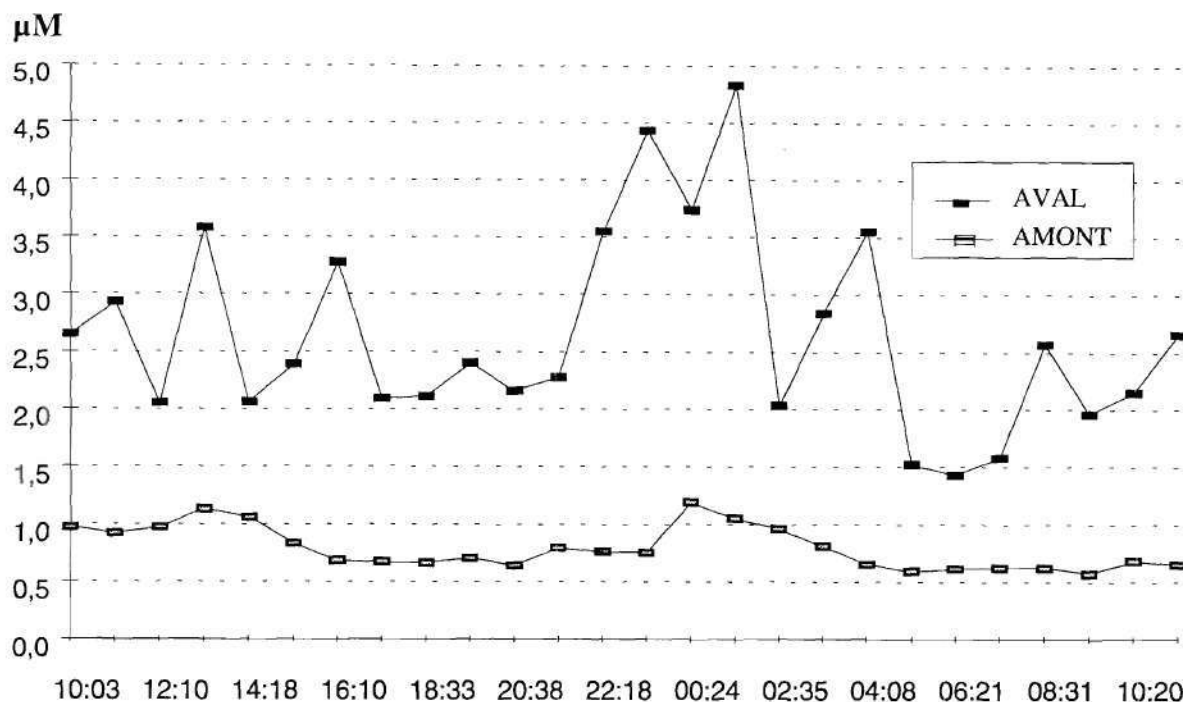
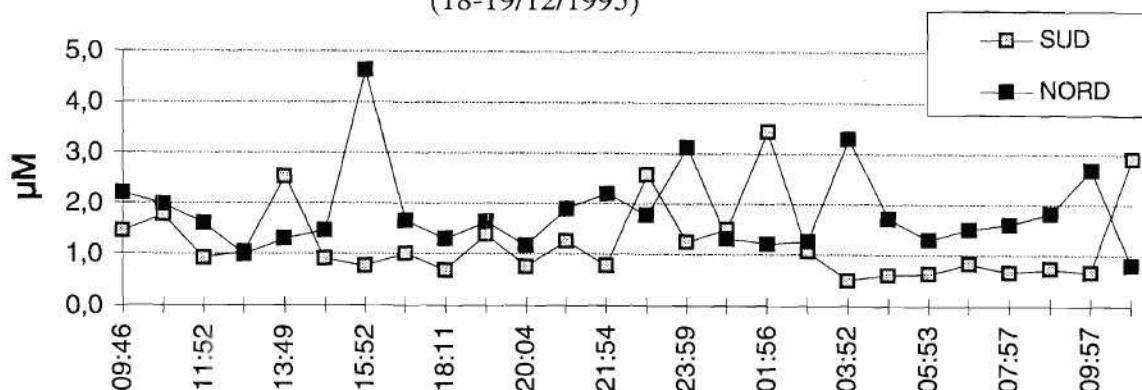


Tableau 5 Concentrations d'ammoniac autour de l'élevage (Cherbourg)
Cycle de 24 heures - 18-19 décembre 1995 (en µM)

	Face Sud	Face Nord	Diff. N - S	Face Amont	Face Aval	Diff. Av-Am
Nb. mesures	26	26		26	26	
Moyenne	1,26	1,83	0,57	0,79	2,65	1,86
Ecart-type	0,78	0,83	1,30	0,18	0,87	0,81
Minimum	0,50	0,81	-2,21	0,57	1,43	0,82
Maximum	3,43	4,63	3,86	1,19	4,83	3,78

Les concentrations sur les faces sud et nord montrent des différences moins importantes (fig. 10 et tab. 5). Lorsque, par moments, les concentrations deviennent plus élevées au sud qu'au nord, il s'agit généralement (et logiquement) de périodes de courant de flot.

Figure 10 Ammoniac - Cycle de 24 heures - sud et nord
(18-19/12/1995)

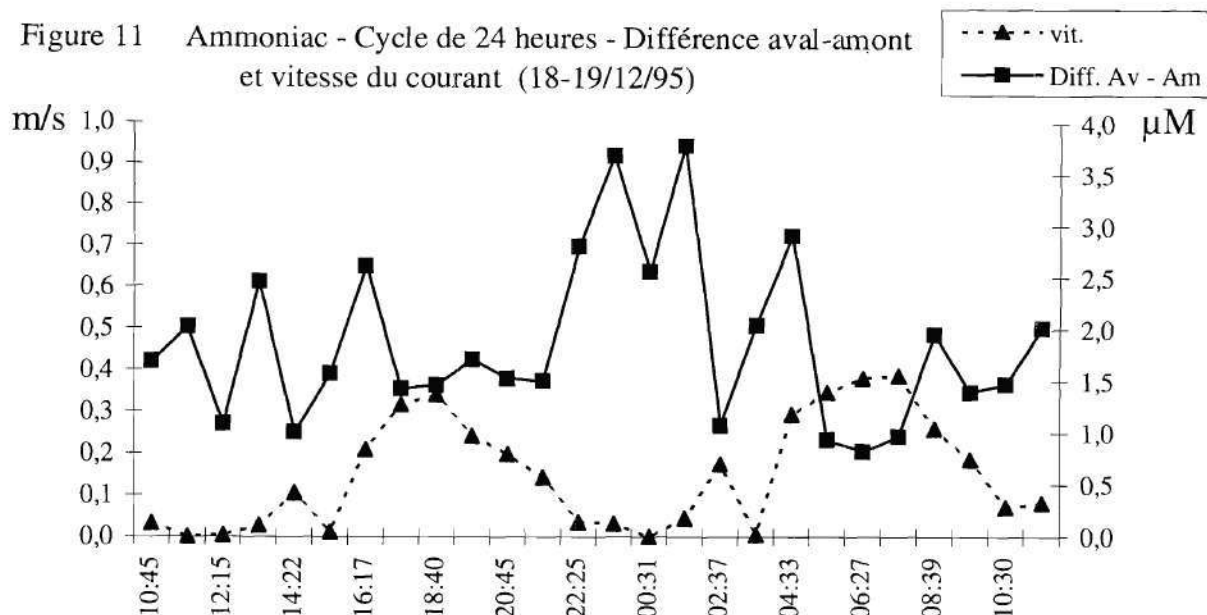


Au cours du cycle circadien, l'évolution de la différence entre aval et amont ne montre pas de tendance à l'augmentation en début de nuit, comme on pouvait s'y attendre (fig. 11). Brett et Zala (1975) ont en effet montré l'existence d'un rythme d'excrétion de l'ammoniac chez les salmonidés, dont le pic est situé quelques heures après le repas (évolution souvent confirmée ultérieurement, notamment dans un élevage situé à Camaret (Kempf *et al.*, 1995). Dans l'ensemble des cages de l'élevage SALMONA, le granulé est distribué de façon presque continue entre 8h30 et 17h30 à cette date. Une augmentation des écarts entre l'aval et l'amont, culminant dans la première partie de la nuit, était donc prévisible. Au lieu de cela, on observe une allure générale assez cahotique du surplus avec, cependant, deux périodes de relative stabilité, à des niveaux assez peu élevés (fig. 11).

La même observation a également été faite à propos de l'écart entre le nord et l'amont. Ces périodes de stabilité se produisent lorsque, la vitesse du courant s'accélérait, elle dépasse 0,30 m/s, jusqu'au moment où, lors de sa décroissance, la vitesse redevient inférieure à 0,20 m/s. On peut penser que dans cet intervalle de vitesse le courant est suffisamment rapide pour que le débit plus fort à travers la cage soit apte à diluer l'excrétion ammoniacale des poissons. Ces périodes se situent entre PM -1 et PM +2 ou +3. En dehors d'elles les mouvements plus souvent tourbillonnaires de l'eau seraient responsables de la plus grande variabilité des mesures.

Avec 580 t de stock de truites fario en décembre 1995, l'élevage situé en Grande Rade de Cherbourg engendre une légère surconcentration d'ammoniac observable à la face aval du radeau (en moyenne 1,9 µM). Néanmoins, les variations du courant masquent l'évolution circadienne de l'excrétion qui n'est pas retrouvée ici.

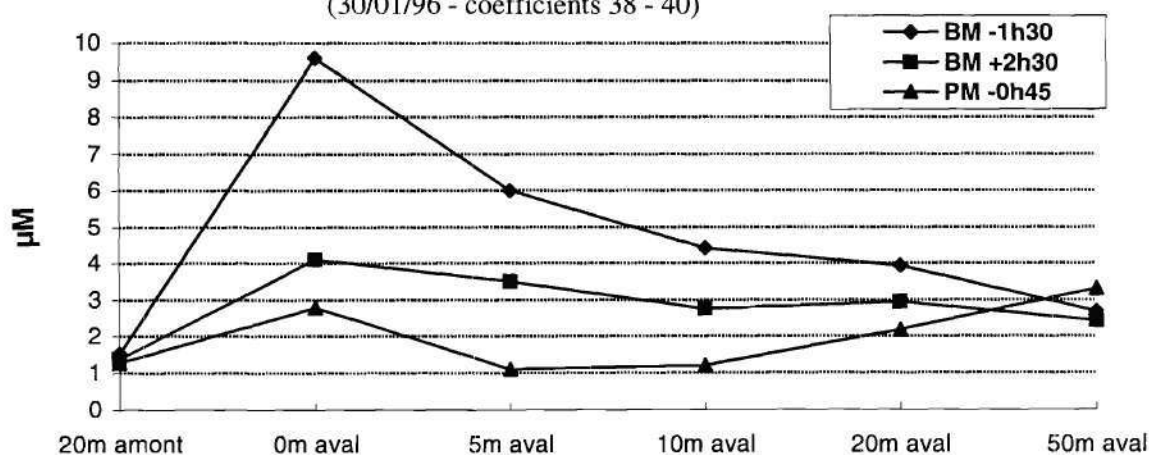
Figure 11 Ammoniac - Cycle de 24 heures - Différence aval-amont et vitesse du courant (18-19/12/95)



c/ Lors de l'étude de l'ammoniac sur la radiale, qui tient compte des résultats précédents, un éventuel supplément d'ammoniac a de nouveau été recherché par l'INTECHMER à quelque distance à l'aval du radeau dans l'axe du courant. Cela a été effectué le 30 janvier 1996 (coeff. 38 - 40, plus faibles que ceux des deux autres séries d'observations) à trois moments de la marée (fig. 12). L'écart entre les duplicats est le plus souvent inférieur à 0,15 µM (0,34 au maximum). Les valeurs observées à 20 m en amont du radeau sont très homogènes (1,5 µM). Les surconcentrations observées sur la face aval s'abaissent ensuite et restent perceptibles à 50 m (environ 2,5 µM). La très forte concentration de 9,5 µM est exactement concomitante de l'excitation générale qui s'empare du cheptel au démarrage quotidien du nourrissage. Un lien existe peut-être. Cela n'avait pas été noté lors du cycle circadien réalisé auparavant.

La marque de l'excrétion ammoniacale peut parfois être décelée jusqu'à au moins 50 m en aval du radeau, par coefficients peu élevés, donc dans des conditions de courant relativement faible.

Figure 12 Ammoniac sur radiale - aval élevage (30/01/96 - coefficients 38 - 40)



d/ L'estimation théorique du rejet moyen de l'élevage est faite ci-après, à partir de ratios fournis par Dosdat (com. pers.) et de la ration quotidienne d'aliment distribuée dans les cages (4442 kg par jour pour 580 t de stock). La teneur moyenne en protéines des aliments utilisés est de 44,4 %, et ce sont $(4442 \times 44,4) / (100 \times 6,25) = 316$ kg d'azote qui sont distribués chaque jour. Nous supposons un gaspillage nul. De ce montant Dosdat estime que 28 % sont excrétés sous forme d'azote ammoniacal, soit 88,5 kg N-NH₄/j. Par ailleurs, 4 % (soit 12,6 kg) le sont sous forme d'azote uréique, et 30 % sont utilisés par la croissance du cheptel.

Il est malheureusement impossible de croiser cette estimation théorique de l'excrétion ammoniacale avec nos observations des concentrations. Celles-ci ne peuvent conduire à l'estimation d'un flux faute de pouvoir connaître, même approximativement, le débit liquide traversant réellement la structure. La multiplicité des nappes de filet successivement rencontrées et plus ou moins contournées par le courant, et des écoulements visiblement non laminaires, constituent des sources d'erreurs trop importantes à notre avis.

L'ammoniac rejeté par le cheptel de 580 t est estimé de façon théorique à 88,5 kg N-NH₄/j.

e/ Le tableau 6 permet une comparaison des estimations des rejets d'azote dissous et de phosphore total de l'élevage SALMONA avec ceux du bassin versant et de l'agglomération cherbourgeoise. On observe que pour ces deux éléments les apports de l'élevage sont sept fois moins élevés que ceux d'origine terrestre en période de stock maximum (février 1994). L'extrapolation au stock maximum de poisson, présent lors d'un cycle de production de 3 000 t/an, fait descendre ce rapport à trois.

D'autre part l'élevage diffuse ses effluents dans une zone où la dispersion est plus élevée qu'en fond de Rade où se déversent les apports terrestres. Au cas où, cependant, les effluents de l'élevage deviendraient gênants (du fait par exemple du tourbillon présent en fin de montant qui induirait une accumulation temporaire), l'élevage en subirait les effets néfastes en priorité. Un excès d'ammoniac provoque en effet un ralentissement de croissance des truites pouvant aller jusqu'à son arrêt.

Tableau 6 Comparaison des apports aux Rades de Cherbourg

	Élevage de truites fario SALMONA					Bassin versant et agglomération de Cherbourg
	15/03/93	22/09/93	22/02/94	18/12/95	Max. prévu	
Stock de poissons (t)	151	144	350	576	1300*	
Rejet N dissous en kg/j	21,4	25,8	42,4	101,1	228,2	> 675 à 3005**
Rejet P total en kg/j	5,4	7,6	11,4	46,6	105,2	320 ***

* = stock correspondant à une production annuelle projetée de 3 000 t.

** = selon la pluviométrie. Une partie de ces apports est inconnue et échappe à l'estimation (d'après Saunier Eau et Environnement, 1990).

*** = 4gP/ég.hab./j x 2/3 des habitants de la Communauté Urbaine de Cherbourg (ceux dont les effluents se déversent dans les Rades).

L'élimination du phosphore dans la station d'épuration de Tourlaville est très faible et a été négligée.

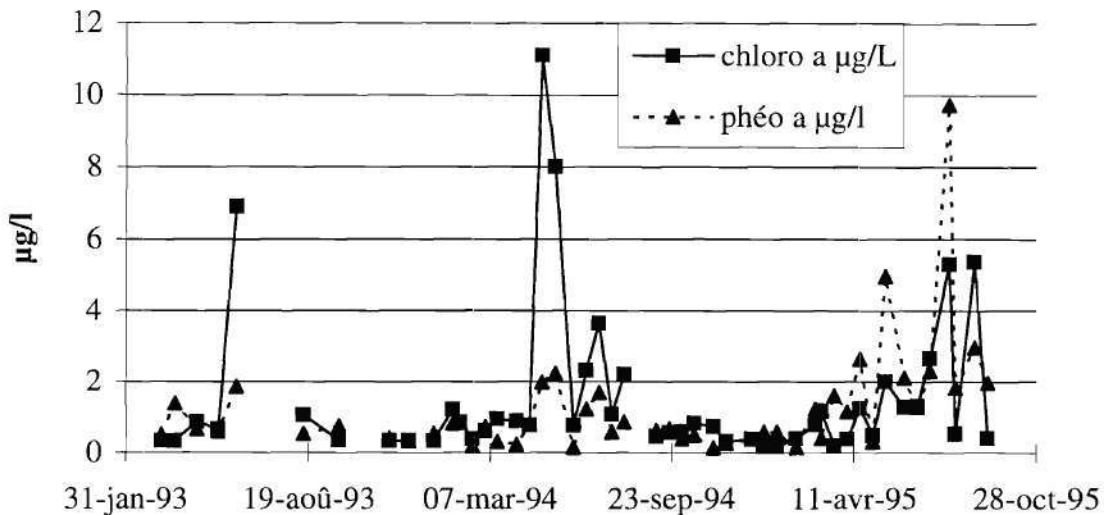
Les flux d'azote soluble et de phosphore total délivrés par l'élevage en Grande Rade sont nettement moins importants que ceux issus du bassin versant et de l'agglomération cherbourgeoise, même sous-estimés. De plus, ils sont diffusés dans une zone peu sensible, car l'eau y est très bien renouvelée. Ceci reste valable pour le stock prévu de 1 300 t correspondant à une production annuelle de 3 000 t.

V PHYTOPLANCTON

1/ Chlorophylle et phéophytine

Les concentrations bimensuelles sont présentées sur la figure 13.

Figure 13 Pigments photosynthétiques Salmons
(mars 93-sept.95)



La majorité des valeurs de chlorophylle et de phéophytine du site se situent entre 0,2 et 1,5 µg/l. La floraison printanière peut dépasser 10 µg/l de chlorophylle comme en 1994, mais en 1993 et 1995 le phénomène semble avoir échappé aux mesures, probablement à cause de leur fréquence trop faible ou de leur interruption momentanée.

Devant la centrale électrique de Flamanville, les concentrations mensuelles moyennes de chlorophylle (1976-1991) trouvent leur maximum en mai avec 2,5 µg/l (Le Fèvre-Lehoërf *et al.*, 1993). Durant les autres mois, les valeurs évoluent entre 0,3 et 1,1 µg/l. Sur les deux radiales échantillonnées par Bentley et Maillard-Quisthoudt en 1988 au large de Cherbourg, elles se situent autour de 0,5 µg/l en avril et entre 1 et 2,5 µg/l en juin. Le caractère plus côtier de la Grande Rade explique sans doute le fait que les valeurs de chlorophylle qui y sont observées soient globalement un peu supérieures à celles relevées dans les environs.

Une augmentation des concentrations de chlorophylle à proximité de l'élevage était très peu probable, compte tenu du délai de quelques jours qui est nécessaire au développement du phytoplancton à partir d'une source nutritive. Durant ce laps de temps, l'advection et la dilution de l'eau impactée sont trop importantes pour permettre de déceler un accroissement de la production primaire.

La production de truites sur le site et l'enrichissement trophique qui en résulte ne provoquent pas d'augmentation visible des pigments photosynthétiques.

2/ Groupes taxinomiques dominants

La figure 14 illustre la dominance presque absolue du groupe des diatomées sur la flore phytoplanctonique totale. Deux prélèvements de l'été 1994 se distinguent cependant : le 7 juin et le 19 juillet. Dans ce dernier cas ce sont des dinoflagellés du genre *Prorocentrum* qui ont été majoritaires. Par ailleurs, *Dinophysis* a été comptée à 600 cellules par litre le 16 août de la même année.

En classant les genres phytoplanctoniques par ordre d'abondance annuelle décroissante, selon l'indice de Sanders, en "caractéristiques", "accompagnatrices" et "accessoires" (fig. A, B, C, en annexe) et en comparant l'indice de Cherbourg à celui d'Antifer, on observe que :

- la quasi totalité du groupe des caractéristiques est représentée par des diatomées,
- le parallèle entre les peuplements de Cherbourg et ceux d'Antifer est patent,
- les mêmes genres se retrouvent très fréquemment dans les mêmes catégories durant les trois années (les années 1993 et 1995 sont cependant incomplètes). À Antifer, les genres dont certaines espèces sont nuisibles sont cependant un peu plus fréquents qu'à Cherbourg (en grisé fig. A, B, C, en annexe).

On retrouve ces traits sur les autres sites de Normandie.

Dans cette région la force des courants et le mélange vertical qui en résulte préviennent une stratification par densité de la colonne d'eau, et cette instabilité favorise les diatomées. Leur épisode minoritaire de l'été 1994 correspond d'ailleurs à des conditions météorologiques et hydrologiques inhabituelles pour la région : mer très calme et température de l'eau élevée. La présence de Dinoflagellés a été notée à cette période sur l'ensemble du littoral normand (côte ouest du Cotentin, Cherbourg, baie des Veys, Ouistreham, et Seine Maritime). Cependant aucune toxicité de coquillages n'a été détectée à l'ouest de Courseulles.

Ces résultats confirment ceux de la période 1989-1992 (Le Grand, 1994) qui montraient déjà la très forte dominance des diatomées dans la région.

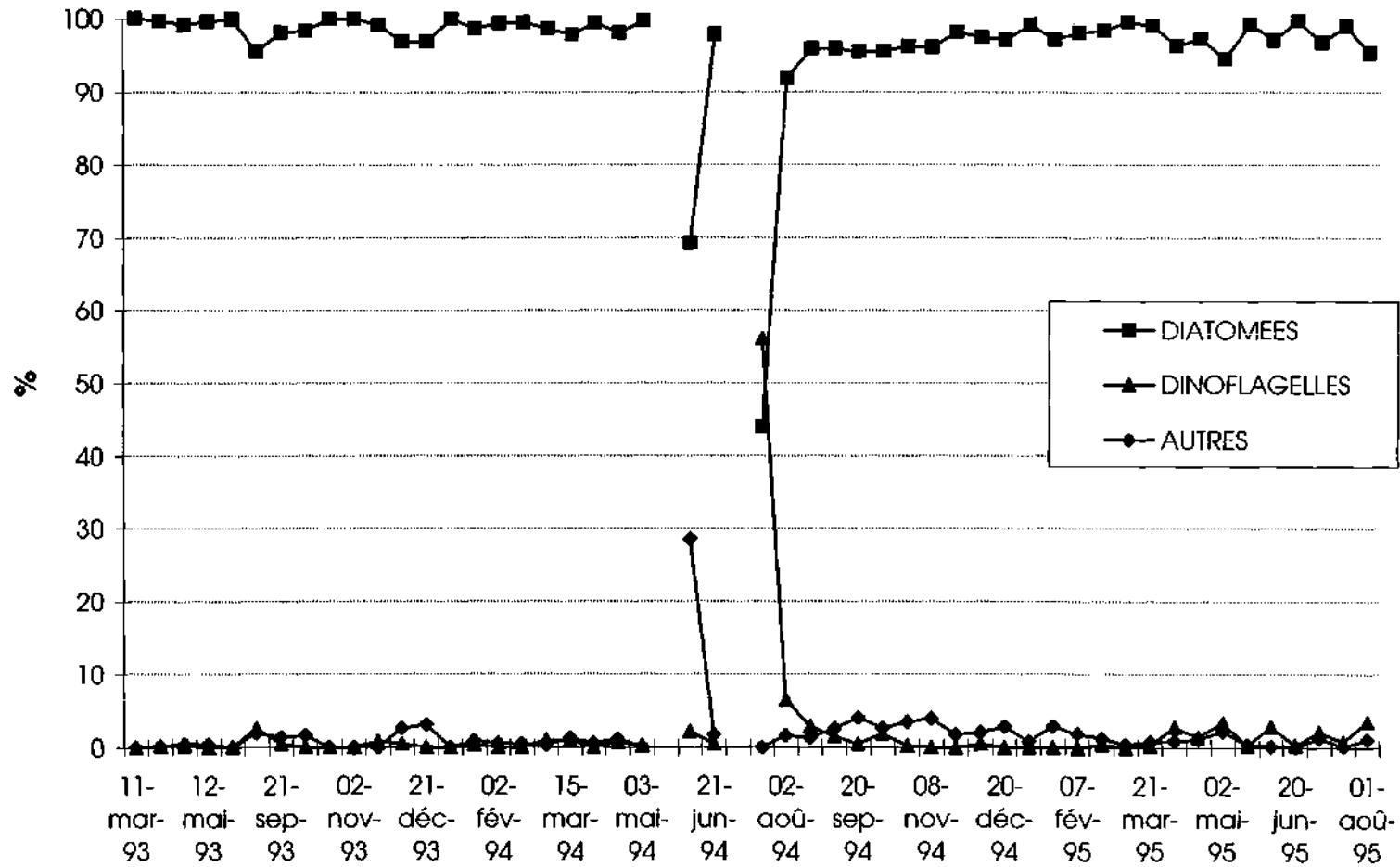
Contrairement à certaines régions de Bretagne (Videau, 1993), les eaux de la Manche ouest et centrale semblent peu favorables au développement des flagellés, le port pétrolier d'Antifer mis à part (Maggi *et al.*, 1992 ; Le Grand, 1994).

3/ Succession des genres

Les figures D, E et F (en annexe) représentent la succession des principaux genres de diatomées au cours des saisons phytoplanctoniques 93-94 et 94-95 (de mars à février). L'évolution de l'indice de Johnstone, Scott et Chadwick y exprime l'importance relative des différents taxons. En dépit des interruptions d'observation de la flore totale, on note la similitude de l'abondance relative des genres aux mêmes périodes : importance et constance, parfois interrompue, des *Skeletonema*, présence modeste mais renforcée en avril-mai des *Thalassiosira*, plus grande abondance des *Paralia* en deuxième moitié de saison, "explosion" des *Rhizosolenia* en mai et/ou juin, etc..

Au total, la présence d'un élevage de poissons dans la Grande Rade et l'augmentation de sa production ne semble pas avoir eu d'impact, jusqu'à présent et dans le champ proche, sur le phytoplancton, en matière de chlorophylle, de dominance des diatomées et de succession des genres les plus abondants.

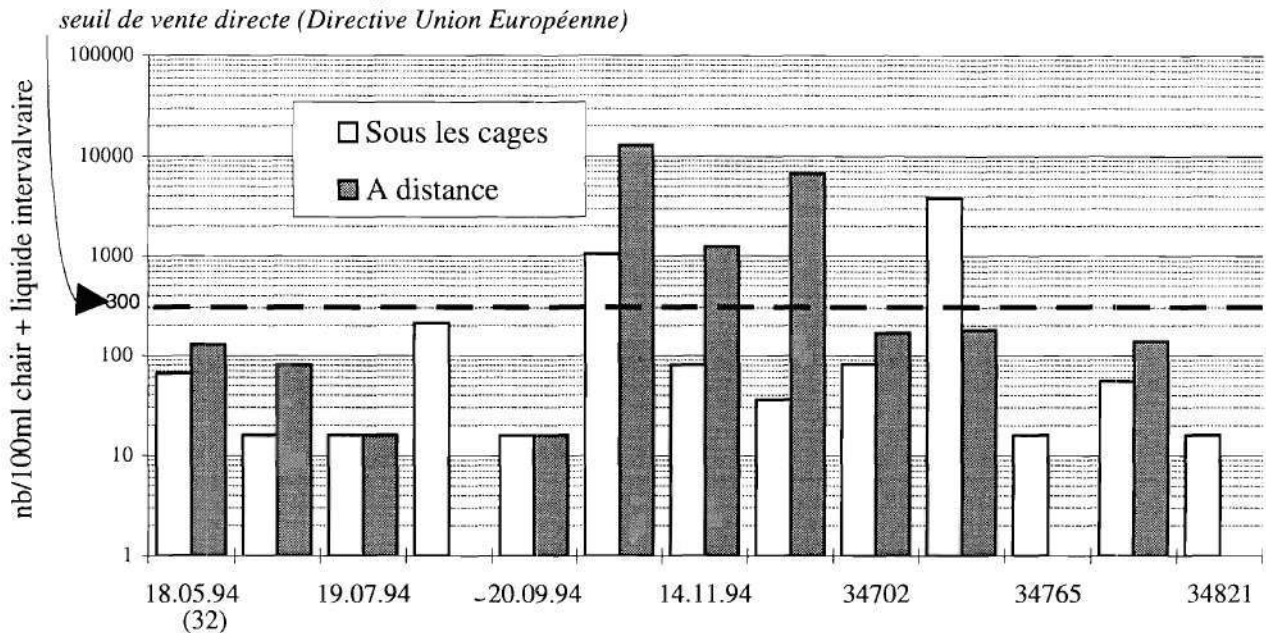
Figure 14 Pourcentages des groupes de phytoplancton
 (mars 1993 - août 1995)



VI MICROBIOLOGIE SANITAIRE

En comparant durant une année les numérations de coliformes thermotolérants (= colif. fécaux) effectuées dans des moules installées sous l'élevage et à la station de référence (n°5), nous observons que, neuf fois sur dix, les comptages à la station de référence sont supérieurs ou égaux à ceux de la station située au radeau (fig. 15).

Figure 15 Coliformes thermotolérants



Il faut néanmoins se souvenir qu'en microbiologie sanitaire, on admet généralement qu'une différence entre deux comptages peut être prise réellement en compte si elle est égale ou supérieure à un facteur 10.

En confondant les deux stations, on note une augmentation des numérations durant la mauvaise saison (d'octobre à février). Ce type d'évolution, classiquement observé ailleurs, correspond généralement à une augmentation des matières en suspension, qui servent de support physique et/ou trophique aux germes. Une indisponibilité matérielle du turbidimètre à cette période nous a empêchés de le vérifier sur-le-champ. Mais les observations de l'hiver précédent (93-94) vont dans ce sens.

Durant la période hivernale, les résultats sont moins bons et dépassent une fois sur deux le seuil réglementaire de 300 coliformes thermotolérants/100 ml du mélange chair + liquide intervalvaire. Ce seuil correspond à la norme européenne autorisant la vente directe des coquillages. Ceci témoigne d'une contamination modérée mais réelle de la Grande Rade, qui est d'ailleurs classée zone insalubre.

Au vu de cette comparaison des comptages de coliformes thermotolérants dans des moules implantées sous le radeau et à distance, l'élevage de truites n'exerce aucune influence à l'égard d'une contamination fécale d'origine extérieure.

CONCLUSION

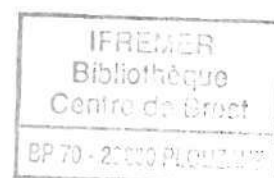
L'impact sur la masse d'eau d'un élevage de truites fario, situé dans la Grande Rade de Cherbourg, vient d'être présenté. L'hydrologie, le phytoplancton et la bactériologie ont été étudiés.

Le volet hydrologie comprend l'oxygène dissous, les différents sels nutritifs classiquement observés et les matières en suspension totales et organiques. Il a fait l'objet de trois missions de prélèvement. Une attention particulière a été portée à l'ammoniac, principal soluté excrété par les poissons, pour lequel un échantillonnage additionnel a consisté en un cycle de 24 heures autour de l'élevage et une radiale à son aval. L'étude phytoplanctonique, menée durant deux ans et demi à un rythme mensuel puis bimensuel, a concerné la chlorophylle et la composition générique des peuplements. Quant à la microbiologie, échantillonnée chaque mois durant un an, elle s'est attachée à comparer les teneurs en coliformes thermotolérants (i.e. fécaux) de moules installées sous l'élevage avec celles d'individus implantés hors de son champ d'impact.

Parmi tous les paramètres cités, aucun, à l'exception de l'ammoniac, ne semble être affecté par la présence de l'élevage même à proximité immédiate des cages. Avec un stock de 580 tonnes de poisson correspondant à 1300 tonnes de production, une surconcentration d'ammoniac de 2,5 micromoles a été décelée à quelques dizaines de mètres du radeau lors d'une campagne. Les conditions s'y prêtaient alors (météorologie, coefficient et amplitude de la marée, etc.). Mais, le plus souvent, il n'est pas possible d'observer un accroissement des concentrations d'ammoniac, sauf à proximité immédiate de l'élevage le long des cages, sous le courant. L'hydrodynamisme important du site parvient à occulter la modulation circadienne de l'excrétion ammoniacale des poissons. Il constitue un avantage majeur par la dispersion qu'il induit. Les apports azotés du bassin versant et de l'agglomération cherbourgeoise sont nettement supérieurs au flux issu de l'élevage, et ils sont délivrés dans des endroits moins bien renouvelés.

Il faut néanmoins garder à l'esprit que la masse d'eau n'est qu'un des compartiments susceptibles de subir l'impact des piscicultures marines, et que c'est sans doute le moins sensible. Le benthos constitue le second volet étudié et fait l'objet d'un autre rapport. Il est *a priori* plus facilement marqué que la masse d'eau, et il est donc préférable de s'adresser à lui dans la surveillance allégée concomitante de la période de production croissante.

Par ailleurs, même si la Grande Rade de Cherbourg assure une bonne dispersion des rejets d'origine diverse qu'elle accueille (agglomérations, industries, cours d'eau), il semble utile de mieux quantifier ceux-ci pour pouvoir éventuellement gérer le site.



BIBLIOGRAPHIE

- AMINOT A. et CHAUSSEPIED M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, 395 pp.
- BENTLEY D. et MAILLARD-QUISTHOUDT C., 1990. Caractéristiques physicochimiques de profils côte-large en Manche Centrale. J. Rech. Océanogr., 15 (3-4) : 135-141.
- BOUGIS P., 1974. Écologie du plancton marin - 1. Le phytoplancton. Masson, Paris, 196 pp.
- COULIBALY N.D., 1992. Possibilités de développement de bactéries d'origine fécale dans les élevages aquacoles. Mém. ISPA (Halieutique), Rennes, 47 pp.
- GOUX-PLAIRE S., 1992. Devenir des rejets solides des piscicultures marines intensives. Mém. Maîtrise Océanog. Biol., Université Bretagne Occidentale, 13 pp.+ fig.
- GOWEN R.J., BRADBURY N.B. et BROWN J.R., 1989. The use of simple models in assessing two of the interactions between fish farming and the marine environment. In "Aquaculture - a biotechnology in progress", N. de Pauw, E. Jaspers, H. Ackefors, N. Wilkins (eds), EAS, Bredene, Belgium, p. 1071-1080.
- INTECHMER, 1989. Étude de l'environnement de la Rade de Cherbourg. Rapport INTECHMER n°5, 56 pp.
- INTECHMER, 1991. Suivi annuel des paramètres physicochimiques avant implantation des élevages de salmonidés en Rade de Cherbourg. Rapport INTECHMER n°7, 23 pp.
- JOHNSTONE J., SCOTT A. et CHADWICK H.C., 1924. The marine plankton. University Press, Liverpool, 194 pp.
- KEMPF M., JACQ E., LE GUELLEC C., MERCERON M., MONTFORT P., NEZAN E. et RYCKAERT M., 1995. Impact de la pisciculture marine intensive sur l'environnement: l'environnement d'un site d'élevage de salmonidés en cages flottantes, Camaret, année 1994. Rapport de contrat Région Bretagne - IFREMER, n°93/2 215 271/F, 50 pp.
- LE FÈVRE-LEHOËRFF G., ÉRARD-LE DENN E. et ARZUL G., 1993. Planktonic ecosystems in the Channel - Trophic relations. Oceanologica Acta, 16 (5-6) : 661-670.
- LE GRAND J., 1994. Bilan du réseau de surveillance phytoplanctonique en Normandie (1989-1992). Rapport interne IFREMER. DEL/94.09/PORT EN BESSIN, 58 pp.
- LESEL R. et LE GAC P., 1983. Transit of enterobacteria originating from homeotherms in fish living at low temperature. Aquaculture, 31 : 109-115.

- MAGGI P., TRUQUET P., MORNET F., et LASSUS P., 1992. Distribution verticale à basse et pleine mer du phytoplancton estival en baie de Seine (juillet 1991 - Campagne Dinoseine 1) - Rapport interne IFREMER . DEL/92.06/Nantes, 21 pp.
- MERCERON M. et GAFFET J.D., 1994. Courantométrie du site d'élevage de salmonidés en Grande Rade de Cherbourg. Rapport interne IFREMER, DEL/94.02/Brest, 5 pp.
- QUÉGUINER B., TRÉGUER P., CONDE N., HAFSAOUI M., MARTEL P., MASSON A., PERROT F. et QUÉMENEUR R., 1986. Mise en évidence des facteurs limitant la production de phytoplancton dans le Mor-Bras (Bretagne méridionale). Cahiers du Mor-Bras, n°17, 39 pp.
- REDFIELD A.C., KETCHUM B.H. et RICHARDS F.A., 1963. The influence of organisms on the composition of sea-water. *In* : The Sea (HILL M.N., ed.), vol. 2, Interscience Publishers, p. 26-27.
- SALOMON J.C. et BRETON M., 1990. Étude courantologique et de capacité dispersive de la Grande Rade de Cherbourg. Rapport interne IFREMER, DERO-EL/90-08, 18 pp.
- SANDERS H.L., 1960. Benthic studies in Buzzards bay. III The structure of the soft bottom community. *Limn. Oceanogr.*, 5 : 138-153.
- SAUNIER EAU et ENVIRONNEMENT, 1990. Étude d'impact sur l'environnement des divers rejets en mer des réseaux de la communauté urbaine de Cherbourg. Rapport. au Département de la Manche et à la Communauté Urbaine de Cherbourg, 71 pp.
- SCHERRER B., 1983. Techniques de sondage en écologie. *In* : Stratégies d'échantillonnage en écologie (FRONTIER S., éd.), Masson, Paris et PUL, Laval (Québec), p. 63-162.
- TRÉGUER P. et LE CORRE P., 1974. Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer. Utilisation de l'AAII Technicon. Lab. Oceanogr. Chimique, UBO ed., Brest, 59 pp.
- TRÉGUER P. et LE CORRE P., 1975. Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer. Université de Bretagne Occidentale, Brest, France, 110 pp.
- UTERMÖHL H., 1958. Zur Vendthomung der quantitativen Phytoplankton. *Methodik. Int. Ver. Theoret. Argueur. Limnol.*, 9:1-38.
- VIDEAU C., 1993. Phytoplancton de la baie de Quiberon et facteurs nutritifs limitant la production marine. Rapport CISE Ouest/Université de Bretagne Occidentale/IFREMER, 92 pp.

ANNEXE

Figure A Genres phytoplanctoniques dominants 1993
(de mars à décembre)

SALMONA	1993	SANDERS
CARACTERISTIQUES		
<i>PARALIA</i>		7.62
<i>THALASSIONEMA</i>		7.15
<i>THALASSIOSIRA</i>		6.38
<i>NITZSCHIA</i>		5.77
<i>SKELETONEMA</i>		5.77
<i>NAVICULA</i>		5.62
<i>RHIZOSOLENIA</i>		5.46
<i>CHAETOCEROS</i>		3.62
<i>PLEUROSIGMA</i>		1.85
<i>BIDDULPHIA</i>		1.31
ACCOMPAGNATRICES		
<i>ASTERIONELLA</i>		1.08
<i>GRAMMATOPHORA</i>		1.00
<i>COSCINODISCUS</i>		0.85
<i>DICTYOCHA</i>		0.85
<i>PROROCENTRUM</i>		0.77
<i>DITYLUM</i>		0.69
<i>LEPTOCYLINDRUS</i>		0.69
<i>CILIE</i>		0.62
<i>GUINARDIA</i>		0.54
<i>EUCAMPIA</i>		0.38
<i>PLAGIOGRAMMA</i>		0.38
<i>STAURONEIS</i>		0.38
<i>CERATAULINA</i>		0.31
<i>EUGLENE</i>		0.23
<i>LAUDERIA</i>		0.15
<i>STREPTOTHECA</i>		0.15
<i>GYMNODINIUM</i>		0.08
<i>PERIDINIUM</i>		0.08
<i>TINTINNIDES</i>		0.08
ACCESSOIRES		
<i>ACTINOPTYCHUS</i>		0.00
<i>BACILLARIA</i>		0.00
<i>BELLEROCHEA</i>		0.00
<i>DINOPHYSIS</i>		0.00
<i>FRAGILARIA</i>		0.00
<i>GONYAULAX</i>		0.00
<i>GYRODINIUM</i>		0.00
<i>LICMOPHORA</i>		0.00
<i>PHAEOCYSTIS</i>		0.00
<i>RHABDONEMA</i>		0.00
<i>TRICERATIUM</i>		0.00

ANTIFER	1993	SANDERS
CARACTERISTIQUES		
<i>SKELETONEMA</i>		6.40
<i>THALASSIONEMA</i>		6.25
<i>NITZSCHIA</i>		5.70
<i>NAVICULA</i>		5.20
<i>RHIZOSOLENIA</i>		5.15
<i>PARALIA</i>		4.30
<i>THALASSIOSIRA</i>		4.25
<i>CHAETOCEROS</i>		3.90
<i>LEPTOCYLINDRUS</i>		2.20
<i>COSCINODISCUS</i>		1.95
ACCOMPAGNATRICES		
<i>DICTYOCHA</i>		1.65
<i>EUGLENE</i>		1.55
<i>EUCAMPIA</i>		1.50
<i>PROROCENTRUM</i>		1.45
<i>PERIDINIUM</i>		1.40
<i>ASTERIONELLA</i>		1.25
<i>PLEUROSIGMA</i>		1.15
<i>DITYLUM</i>		1.10
<i>GRAMMATOPHORA</i>		0.90
<i>PLAGIOGRAMMA</i>		0.90
<i>LAUDERIA</i>		0.85
<i>STEPHANOPYXIS</i>		0.75
<i>BIDDULPHIA</i>		0.60
<i>CILIE</i>		0.55
<i>CERATAULINA</i>		0.40
<i>DINOPHYSIS</i>		0.35
<i>SCENEDESMUS</i>		0.30
<i>GUINARDIA</i>		0.20
<i>STAURONEIS</i>		0.20
<i>GYMNODINIUM</i>		0.10
<i>GYRODINIUM</i>		0.05
<i>LICMOPHORA</i>		0.05
ACCESSOIRES		
<i>ACTINOPTYCHUS</i>		0.00
<i>BELLEROCHEA</i>		0.00
<i>FRAGILARIA</i>		0.00
<i>GONYAULAX</i>		0.00
<i>HETEROCAPSA</i>		0.00
<i>PHAEOCYSTIS</i>		0.00
<i>RHABDONEMA</i>		0.00
<i>TINTINNIDES</i>		0.00
<i>TRICERATIUM</i>		0.00

Figure B Genres phytoplanctoniques dominants 1994

SALMONA	1994	SANDERS
CARACTERISTIQUES		
<i>SKELETONEMA</i>		8.45
<i>NAVICULA</i>		7.00
<i>RHIZOSOLENIA</i>		5.91
<i>NITZSCHIA</i>		5.77
<i>PARALIA</i>		5.27
<i>THALASSIONEMA</i>		4.82
<i>THALASSIOSIRA</i>		4.73
<i>CHAETOCEROS</i>		3.91
<i>DITYLUM</i>		2.36
<i>COSGINODISCUS</i>		1.91
ACCOMPAGNATRICES		
<i>EUGLENE</i>		1.91
<i>PROROCENTRUM</i>		1.68
<i>PLAGIOGRAMMA</i>		1.50
<i>PLEUROSIGMA</i>		1.23
<i>BIDDULPHIA</i>		0.95
<i>CERATAULINA</i>		0.95
<i>PERIDINIUM</i>		0.82
<i>DICTYOCHA</i>		0.77
<i>CILIE</i>		0.59
<i>GRAMMATOPHORA</i>		0.45
<i>LEPTOCYLINDRUS</i>		0.45
<i>GYRODINIUM</i>		0.32
<i>GUINARDIA</i>		0.27
<i>LAUDERIA</i>		0.27
<i>STAURONEIS</i>		0.27
<i>LICMOPHORA</i>		0.23
<i>TRICERATIUM</i>		0.18
<i>EUCAMPIA</i>		0.09
ACCESSOIRES		
<i>ACTINOPTYCHUS</i>		0.00
<i>ASTERIONELLA</i>		0.00
<i>BACILLARIA</i>		0.00
<i>BELLEROCHEA</i>		0.00
<i>DINOPHYSIS</i>		0.00
<i>FRAGILARIA</i>		0.00
<i>GONYAULAX</i>		0.00
<i>GYMNODINIUM</i>		0.00
<i>PHAEOCYSTIS</i>		0.00
<i>RHABDONEMA</i>		0.00
<i>STREPTOTHECA</i>		0.00
<i>TINTINNIDES</i>		0.00

ANTIFER	1994	SANDERS
CARACTERISTIQUES		
<i>SKELETONEMA</i>		6.35
<i>RHIZOSOLENIA</i>		6.17
<i>NITZSCHIA</i>		5.04
<i>THALASSIOSIRA</i>		4.96
<i>CHAETOCEROS</i>		4.70
<i>NAVICULA</i>		3.91
<i>LEPTOCYLINDRUS</i>		3.74
<i>THALASSIONEMA</i>		3.70
<i>PARALIA</i>		3.26
<i>PROROCENTRUM</i>		2.65
ACCOMPAGNATRICES		
<i>PERIDINIUM</i>		2.22
<i>CILIE</i>		2.09
<i>COSGINODISCUS</i>		1.83
<i>EUGLENE</i>		1.61
<i>DITYLUM</i>		1.26
<i>DICTYOCHA</i>		1.17
<i>GYRODINIUM</i>		1.17
<i>CERATIUM</i>		1.13
<i>PLEUROSIGMA</i>		0.96
<i>DINOPHYSIS</i>		0.91
<i>PLAGIOGRAMMA</i>		0.91
<i>SCENEDESMUS</i>		0.83
<i>BIDDULPHIA</i>		0.78
<i>HETEROCAPSA</i>		0.70
<i>BELLEROCHEA</i>		0.65
<i>EUCAMPIA</i>		0.43
<i>CERATAULINA</i>		0.35
<i>GRAMMATOPHORA</i>		0.26
<i>LAUDERIA</i>		0.22
<i>DIPLOPELTOPSIS</i>		0.17
<i>STAURONEIS</i>		0.13
<i>ASTERIONELLA</i>		0.09
<i>LICMOPHORA</i>		0.09
<i>GUINARDIA</i>		0.04
<i>TINTINNIDES</i>		0.04
ACCESSOIRES		
<i>ACTINOPTYCHUS</i>		0.00
<i>FRAGILARIA</i>		0.00
<i>GONYAULAX</i>		0.00
<i>GYMNODINIUM</i>		0.00
<i>PHAEOCYSTIS</i>		0.00
<i>RHABDONEMA</i>		0.00
<i>STEPHANOPYXIS</i>		0.00
<i>TRICERATIUM</i>		0.00

Figure C Genres phytoplanctoniques dominants 1995
(de janvier à septembre)

SALMONA	1995	SANDERS
CARACTERISTIQUES		
<i>NITZSCHIA</i>		7.40
<i>RHIZOSOLENIA</i>		5.73
<i>SKELETONEMA</i>		5.67
<i>NAVICULA</i>		5.53
<i>MELOSIRA</i>		3.93
<i>CHAETOCEROS</i>		3.67
<i>THALASSIOSIRA</i>		3.67
<i>THALASSIONEMA</i>		2.27
<i>PLAGIOGRAMMA</i>		2.13
<i>LAUDERIA</i>		1.87
ACCOMPAGNATRICES		
<i>PROTOPERIDINIEN</i>		1.27
<i>BACILLARIA</i>		1.20
<i>CILIE</i>		1.13
<i>LEPTOCYLINDRUS</i>		1.13
<i>PROROCENTRUM</i>		0.87
<i>PLEUROSIGMA</i>		0.80
<i>GRAMMATOPHORA</i>		0.73
<i>COSCINODISCUS</i>		0.47
<i>DITYLUM</i>		0.47
<i>GUINARDIA</i>		0.47
<i>STAURONEIS</i>		0.47
<i>LICMOPHORA</i>		0.40
<i>EUCAMPIA</i>		0.20
<i>DICTYOCHA</i>		0.13
<i>BIDDULPHIA</i>		0.07
<i>GYMNODINIUM</i>		0.07
ACCESSOIRES		
<i>ACTINOPTYCHUS</i>		0.00
<i>ASTERIONELLA</i>		0.00
<i>BELLEROCHEA</i>		0.00
<i>CERATAULINA</i>		0.00
<i>DINOPHYSIS</i>		0.00
<i>FRAGILARIA</i>		0.00
<i>GONYAULAX</i>		0.00
<i>GYRODINIUM</i>		0.00
<i>PHAEOCYSTIS</i>		0.00
<i>EUGLENE</i>		0.00
<i>RHABDONEMA</i>		0.00
<i>STREPTOTHECA</i>		0.00
<i>TINTINNIDES</i>		0.00
<i>TRICERATIUM</i>		0.00

ANTIFER	1995	SANDERS
CARACTERISTIQUES		
<i>RHIZOSOLENIA</i>		6.50
<i>MELOSIRA</i>		5.83
<i>NITZSCHIA</i>		5.25
<i>SKELETONEMA</i>		4.58
<i>NAVICULA</i>		4.42
<i>THALASSIOSIRA</i>		4.17
<i>EUGLENE</i>		3.33
<i>CHAETOCEROS</i>		2.33
<i>EUCAMPIA</i>		1.92
<i>THALASSIONEMA</i>		1.75
ACCOMPAGNATRICES		
<i>LAUDERIA</i>		1.58
<i>PROTOPERIDINIEN</i>		1.58
<i>PROROCENTRUM</i>		1.58
<i>DITYLUM</i>		1.33
<i>LITHODESMIUM</i>		1.25
<i>SCENEDESMUS</i>		1.17
<i>PLAGIOGRAMMA</i>		0.75
<i>COSCINODISCUS</i>		0.58
<i>GYRODINIUM</i>		0.58
<i>DIPLOPSALIS</i>		0.50
<i>STAURONEIS</i>		0.50
<i>GRAMMATOPHORA</i>		0.42
<i>ASTERIONNELLA</i>		0.33
<i>HETEROCAPSA</i>		0.33
<i>CILIE</i>		0.17
<i>LICMOPHORA</i>		0.17
<i>DICTYOCHA</i>		0.08
<i>GUINARDIA</i>		0.08
ACCESSOIRES		
<i>ACTINOPTYCHUS</i>		0.00
<i>BELLEROCHEA</i>		0.00
<i>BIDDULPHIA</i>		0.00
<i>CERATAULINA</i>		0.00
<i>CERATIUM</i>		0.00
<i>DINOPHYSIS</i>		0.00
<i>FRAGILARIA</i>		0.00
<i>GONYAULAX</i>		0.00
<i>GYMNODINIUM</i>		0.00
<i>LEPTOCYLINDRUS</i>		0.00
<i>PHAEOCYSTIS</i>		0.00
<i>PLEUROSIGMA</i>		0.00
<i>RHABDONEMA</i>		0.00
<i>STREPTOTHECA</i>		0.00
<i>TINTINNIDES</i>		0.00
<i>TRICERATIUM</i>		0.00

Figure D : Succession floristique à SALMONA de mars 1993 à février 1994
selon la représentation de Johnstone, Scott et Chadwick

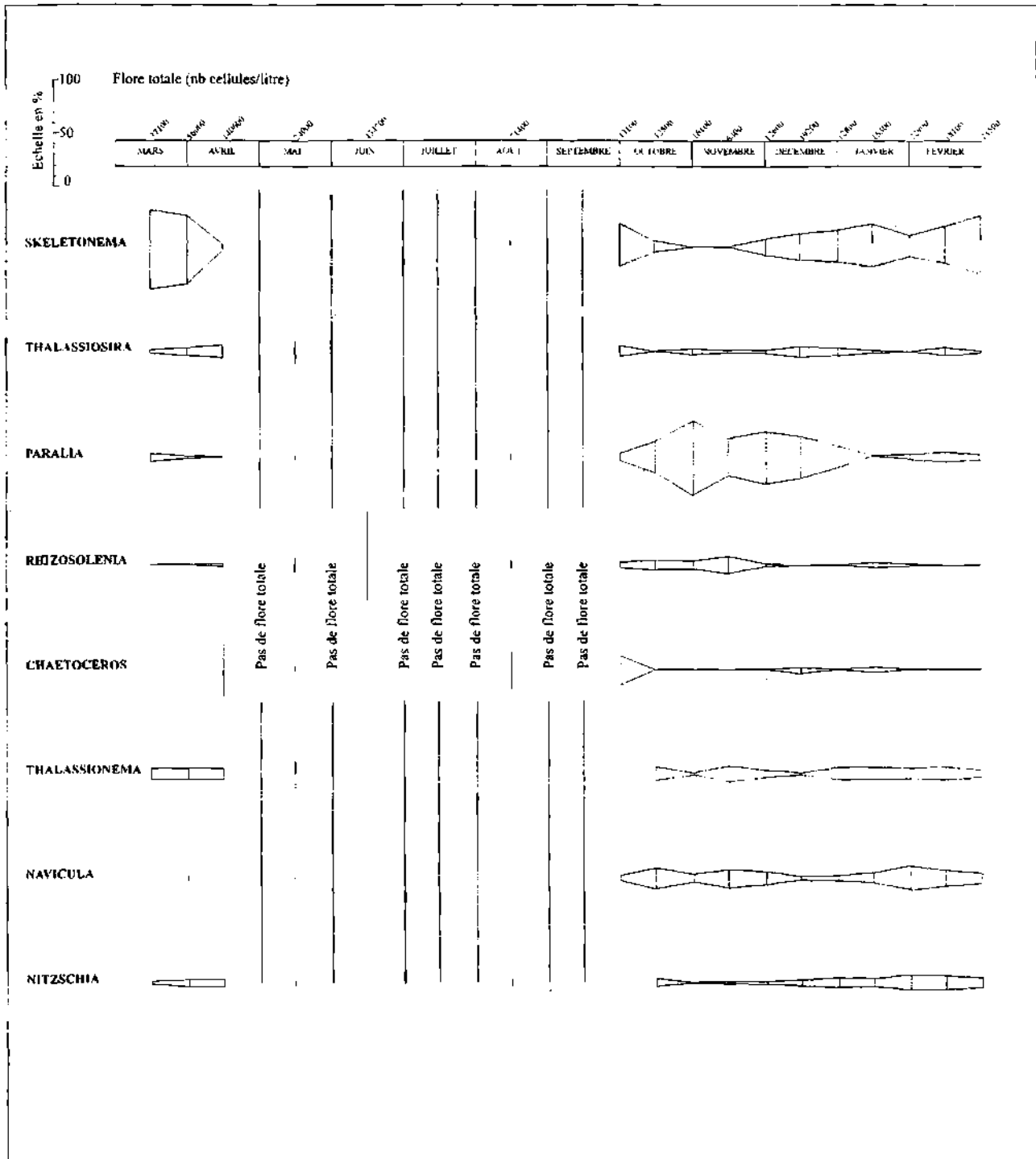


Figure E : Succession floristique à SALMONA de mars 1994 à février 1995
selon la représentation de Johnstone, Scott et Chadwick

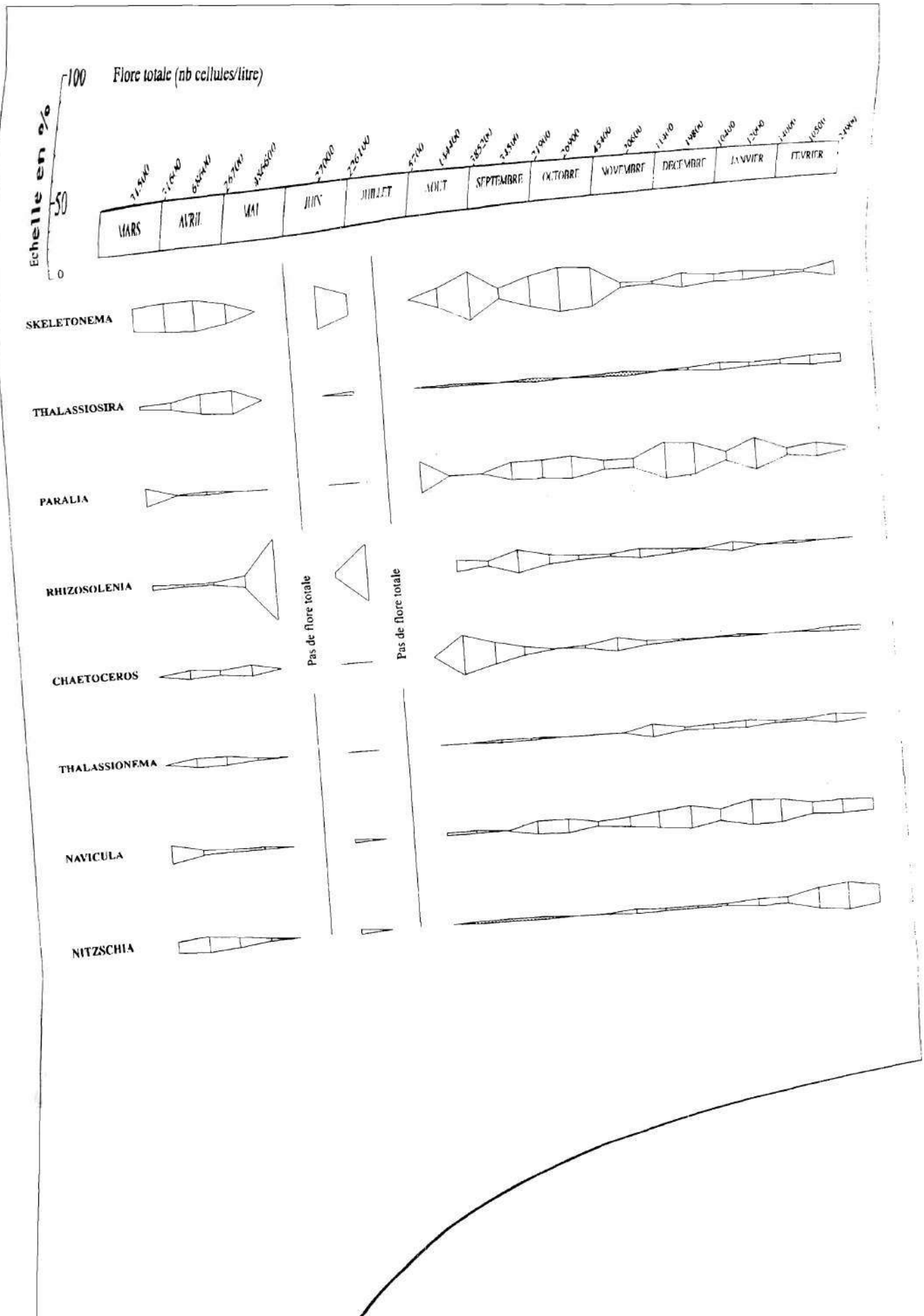


Figure E : Succession floristique à SALMONA de mars 1994 à février 1995
selon la représentation de Johnstone, Scott et Chadwick

