

# ÉCHANGES A L'INTERFACE EAU-SÉDIMENT DANS UN SECTEUR CÔTIER A FORTE BIODÉPOSITION (PARC OSTRÉICOLE), CAS DE L'AMMONIUM ET DES NITRATES

par

Y. Lerat\*, G. Boucher\* et P. Le Corre\*\*

## Résumé

Une étude a été menée dans un système côtier à forte biodéposition organique (parc ostréicole de la baie de la Penzé en Manche Occidentale) afin d'y examiner les échanges eau-sédiment. Développés en période post-estivale, à la fin de l'époque présumée de sédimentation active du matériel organique particulaire, les travaux ont porté sur les variations des teneurs en nitrates et en ammonium dans les eaux interstitielles et sur leurs échanges avec la colonne d'eau. Onze séries de prélèvements ont été réalisés de fin août 1983 à fin mars 1984 sur le parc ostréicole. Lors de chacune d'elles, une dizaine de carottes ont été prélevées en plongée autonome. L'eau interstitielle a été extraite par centrifugation et des incubations au laboratoire ont permis de mesurer les flux à l'interface eau-sédiment. Les résultats montrent une forte accumulation de l'ammonium et des nitrates dans le sédiment à la fin de l'été. Moins marquée en automne, la régénération s'intensifie à nouveau en hiver dans le cas de l'ammonium. A l'enrichissement du sédiment en azote minéral correspond un rejet de l'ammonium vers la colonne d'eau; les flux de nitrates se révèlent par contre pratiquement nuls. Ceci montre que les échanges à l'interface eau-sédiment ne suivent pas obligatoirement les gradients moléculaires. Dans le cas de l'ammonium, le sédiment présente un pouvoir tampon vis-à-vis de la colonne d'eau : il y est rejeté alors que les teneurs y sont faibles et à l'inverse est absorbé lorsque les concentrations y sont plus élevées. Les nitrates produits ou absorbés par le sédiment y sont transformés en ammonium ou dénitrifiés; nos résultats ne montrent aucun transfert vers la colonne d'eau.

## Introduction

Les systèmes côtiers présentent de forte production primaire et leur fertilité est habituellement supérieure à celle des systèmes situés plus au large aux mêmes latitudes. Elle résulte des apports externes en sels nutritifs par les rivières, d'un meilleur mélange des niasses d'eaux, d'une accélération du processus de recyclage au sein de la colonne d'eau ou au niveau du sédiment. Les apports externes n'expliquent que partiellement les fortes productions mesurées dans ces systèmes et de nombreux auteurs ont montré, en particulier pour les estuaires, que la fertilisation est insuffisante pour maintenir une production élevée durant la période estivale (Dugdale et Goering, 1967; Windom *et al.*, 1975; Nixon, 1980). En baie de Morlaix (Manche Occi-

\* Station d'Océanologie et de Biologie Marine de Roscoff - 29211 France.

\*\* Laboratoire d'Océanographie Chimique, Université de Bretagne Occidentale, 29283 Brest Cedex.

dentale) qui est soumise à des apports externes de sels nutritifs élevés (des teneurs voisines de  $500 \mu\text{atg l}^{-1}$  en nitrates ont été régulièrement déterminées en période hivernale dans l'estuaire), des concentrations limitantes en nitrates sont atteintes dès le début de l'été (Wafar *et al.*, 1983). La production n'en est pas moins maximale en été; elle a été reliée aux fortes générations de sels nutritifs qui se développent à cette période de l'année, l'ammonium prenant alors le relai des nitrates comme source d'azote (Wafar *et al.*, 1983). L'origine du flux régénéré n'est pas claire : il peut correspondre à une forte régénération au sein de la colonne d'eau (Sieburth *et al.*, 1976; Smith, 1978), ou être aussi relié à des phénomènes de recyclage et de transferts à l'interface eau-sédiment. Ainsi Fisher *et al.* (1982) ont estimé que le renouvellement de l'azote minéral dans la colonne d'eau était assuré à 35 p. 100 par le sédiment.

Le but de notre étude est d'examiner dans la baie de la Penzé (Manche Occidentale), proche de la baie de Morlaix, la régénération de l'ammonium et des nitrates dans le sédiment, d'évaluer les flux à l'interface eau-sédiment et leur influence sur la colonne d'eau. Dans une première phase des études, les travaux ont été menés dans un système à forte biodéposition organique (parc à huîtres) et axés sur la période postestivale où la dégradation des biodépôts est présumée être maximale.

### Matériel et méthodes

Onze séries de prélèvements ont été réalisées sur une concession ostréicole de la baie de Penzé en Manche Occidentale (Fig. 1), dans la

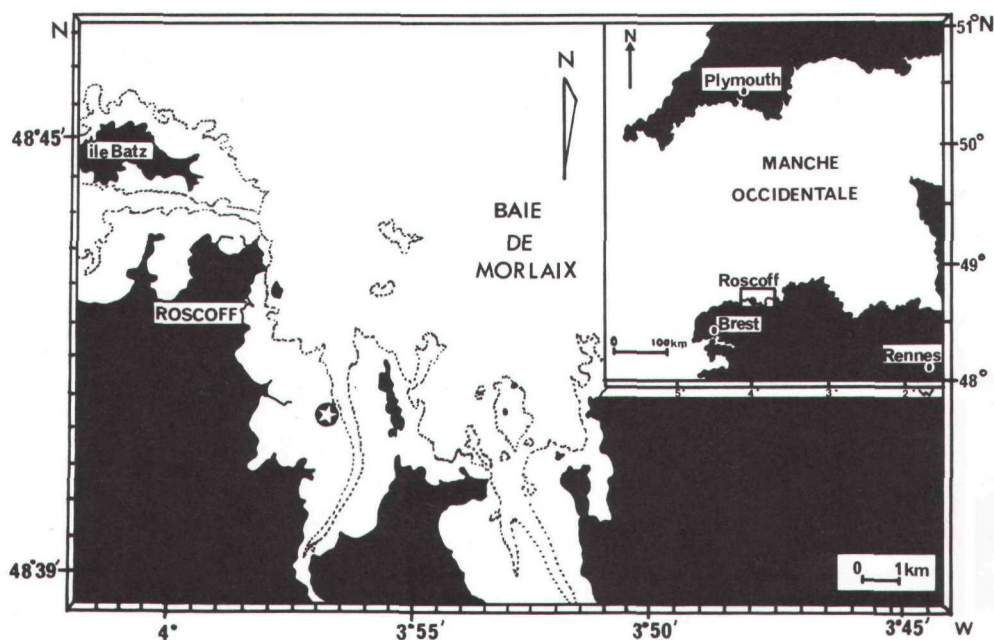


FIG. 1

Localisation du site de prélèvement en Baie de Morlaix (Manche Occidentale).

période se situant entre août 1983 et mars 1984. Lors de chaque sortie, une dizaine de carottes ont été prélevées en plongée autonome. Le prélèvement, effectué à l'aide d'un tube en plexiglass ( $23 \text{ cm}^2$ ) est constitué d'une colonne sédimentaire de 15 cm d'épaisseur recouverte d'environ 300 ml d'eau.

Dans le secteur étudié, le sédiment est formé d'un sable moyen dont la médiane ( $201 \mu\text{m}$ ) et la teneur en pélites ( $2.5 \pm 0.18 \text{ p. } 100$ ) restent très stables au cours de l'année (Boucher et Boucher-Rodoni, 1984). La charge en huîtres *Crassostrea gigas* est de 2 à 3  $\text{kg.m}^{-2}$ .

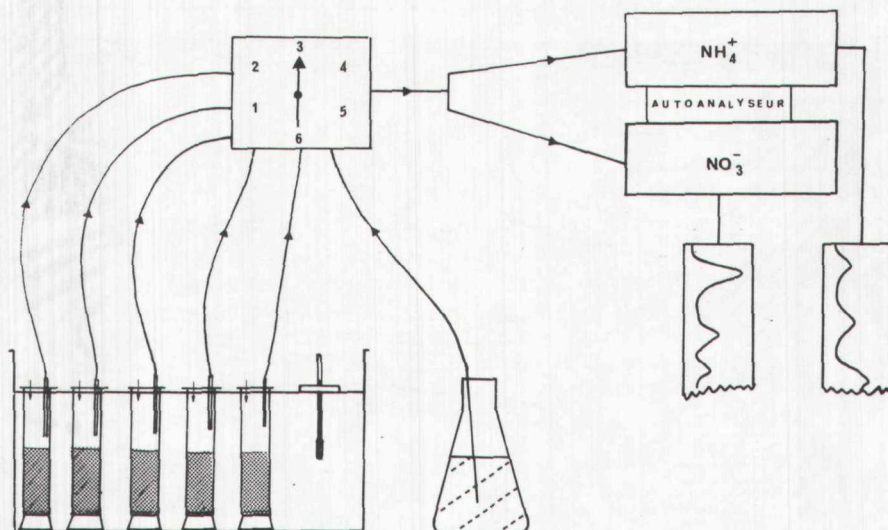


FIG. 2

**Montage utilisé pour l'analyse automatique des flux d'ammonium et de nitrates à l'interface eau-sédiment.** Chaque carotte est reliée à la vanne multivoies comportant six entrées et une sortie. L'eau superficielle est pompée à  $2.3 \text{ ml.mn}^{-1}$ . Le flux est divisé en deux pour le dosage simultané des deux paramètres.

La répartition de l'ammonium et des nitrates dans la colonne sédimentaire a été mesurée sur trois carottes. Chacune d'elles a été sectionnée en tranches de 1 cm, puis l'eau interstitielle de chaque niveau a été extraite par centrifugation ( $5 \text{ mn}$  à  $1.000 \text{ tours mn}^{-1}$  à  $4^\circ\text{C}$ ). Les échantillons ont été congelés à  $-20^\circ\text{C}$  pour être analysés ultérieurement. Les concentrations obtenues ont été exprimées en unité par litre d'eau interstitielle. La granulométrie et le pourcentage en eau étant relativement constant, il est possible d'utiliser les facteurs de conversion suivants :  $\mu\text{M l}^{-1} \times 0.2 = \text{nano M g}^{-1} \text{ poids humide}$ ;  $\mu\text{M l}^{-1} \times 0.25 = \text{nano M g}^{-1} \text{ poids sec}$ ;  $\mu\text{M l}^{-1} \times 0.26 = \text{nano M cm}^{-3} \text{ de sédiment}$ .

Les échanges à l'interface eau-sédiment ont été mesurés au laboratoire sur 6 carottes placées à l'obscurité et à la température observée *in situ*. Lors de la première sortie, les échanges ont aussi été mesurés sur un lot de carottes préalablement traité avec un inhibiteur de la nitrification : le N Serve (R) selon la méthode préconisée par Henriksen (1980). L'échantillonnage et les dosages ont été réalisés de manière automatique toutes les demi-heures pendant cinq heures en



utilisant un volume minimum de prélèvement (Fig. 2). Dans le calcul des échanges, il a été tenu compte de la perte en volume due au dosage. Les flux dans le sens sédiment-colonne d'eau ont été considérés comme positifs.

Les dosages en nitrates et ammonium ont été effectués en analyse automatique selon les procédures décrites par Treguer et Le Corre (1975). La précision obtenue pour les flux est de  $1 \mu\text{M m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ . Dans le cas des nitrates la distinction nitrates/nitrites n'a pas été faite.

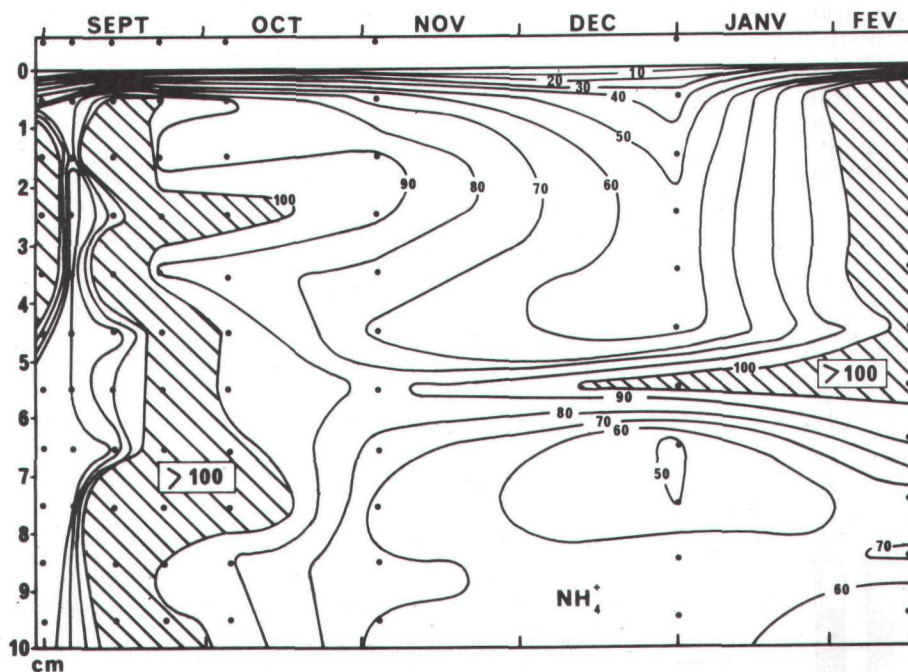


FIG. 3

Evolution des teneurs en ammonium ( $\mu\text{M l}^{-1}$ ) dissous dans l'eau interstitielle des dix premiers centimètres du sédiment entre août 1983 et février 1984.

## RÉSULTATS

### Variation des teneurs en ammonium et nitrates dans l'eau interstitielle

L'ammonium est présent constamment à de fortes concentrations dans l'eau interstitielle (Fig. 3). Les teneurs varient de plus de  $100 \mu\text{M l}^{-1}$  à moins de  $30 \mu\text{M l}^{-1}$ . Deux périodes de fortes accumulations en ammonium sont observées : l'une en septembre, l'autre en février. Entre ces deux maxima, les teneurs de l'eau interstitielle diminuent notablement. L'enrichissement ou l'appauvrissement semblent rapide et intéressent l'ensemble de la colonne sédimentaire échantillonnée. Il existe un gradient accentué en ammonium à l'interface eau-sédiment d'autant plus marqué que les teneurs sont fortes dans l'eau intersti-

tielle. En dépit d'un enrichissement hivernal de la colonne d'eau (les concentrations évoluent de  $0.8 \mu\text{M l}^{-1}$  au mois d'août à  $9 \mu\text{M l}^{-1}$  (au mois de février, les teneurs y sont toujours nettement inférieures à celles mesurées dans l'eau interstitielle (Fig. 4). Le sédiment se présente donc comme un réservoir en ammonium vis-à-vis de la colonne d'eau. Au sein même du sédiment, la distribution de l'ammonium n'est pas uniforme : au maximum relevé au voisinage de

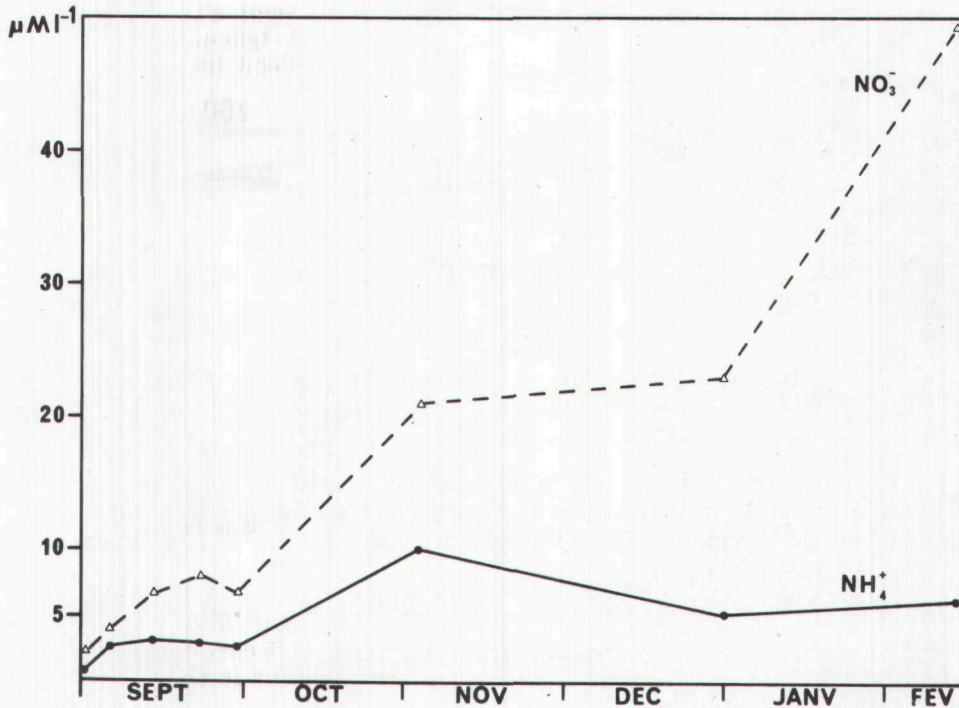


FIG. 4

Evolution des concentrations en ammonium et nitrates ( $\mu\text{M l}^{-1}$ ) dissous dans la colonne d'eau au-dessus du parc entre août 1983 et février 1984.

l'interface (Fig. 5), s'ajoutent deux autres maxima situés respectivement à 3 et 7 cm. Cette structure stratifiée tend à disparaître en période hivernale.

Les teneurs en nitrates de l'eau interstitielle varient de  $1 \mu\text{M l}^{-1}$  à  $45 \mu\text{M l}^{-1}$  (Fig. 6) et sont nettement inférieures à celles de l'ammonium. Elles présentent, en septembre, un maximum prononcé (plus de  $40 \mu\text{M l}^{-1}$ ) qui se superpose au maximum d'ammonium. Les teneurs diminuent en automne, et à l'inverse de l'ammonium, les nitrates ne présentent pas de régénération apparente en février. L'enrichissement et l'appauvrissement de l'eau interstitielle en nitrates sont aussi rapides : les concentrations varient de plus de  $20 \mu\text{M l}^{-1}$  entre septembre et octobre. Une stratification verticale identique à celle de l'ammonium apparaît dans la distribution des nitrates (Fig. 5). Les nitrates sont présents en profondeur dans le sédiment, malgré la présence de sulfure de fer noir qui reflète le caractère fortement réducteur du milieu. La stratification tend à disparaître en hiver.

Le gradient des nitrates à l'interface eau-sédiment s'inverse, en octobre, sous l'effet conjugué de l'augmentation des teneurs dans la colonne d'eau (Fig. 4) et de leur diminution dans l'eau interstitielle.

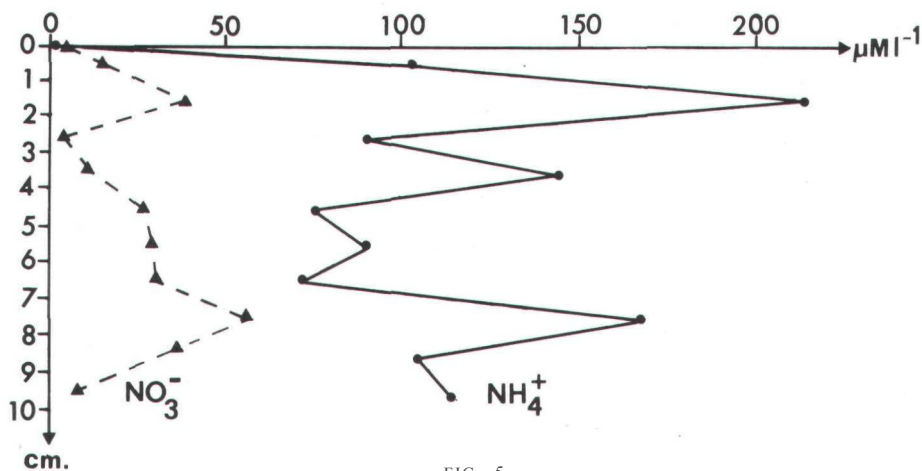


FIG. 5

Profil de repartition de l'ammonium (•) et des nitrates (Δ) dans l'eau interstitielle le 13-09-1983.

Le caractère stratifié de la distribution verticale à la fois de l'ammonium et des nitrates au sein du sédiment semble correspondre à l'influence de la macrofaune. Celle-ci est abondante sur le site étudié.

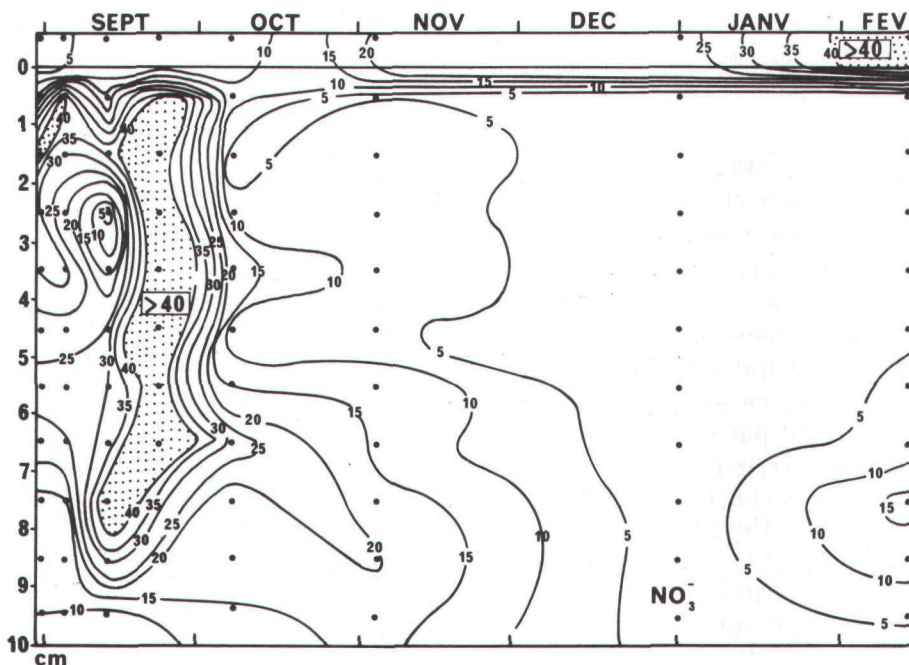


FIG. 6

Evolution des teneurs en nitrates ( $\mu\text{M l}^{-1}$ ) dissous dans l'eau interstitielle des dix premiers centimètres du sédiment entre août 1983 et février 1984.

La biomasse moyenne atteint  $45 \text{ g poids sec m}^{-2}$  dont 24 pour la seule espèce *Amphitrite johnstoni* (Boucher et Boucher-Rodoni, 1984). Un exemple de l'importance que peut avoir cette macrofaune est donné Fig. 7. Les concentrations d'ammonium près d'un tube de l'espèce

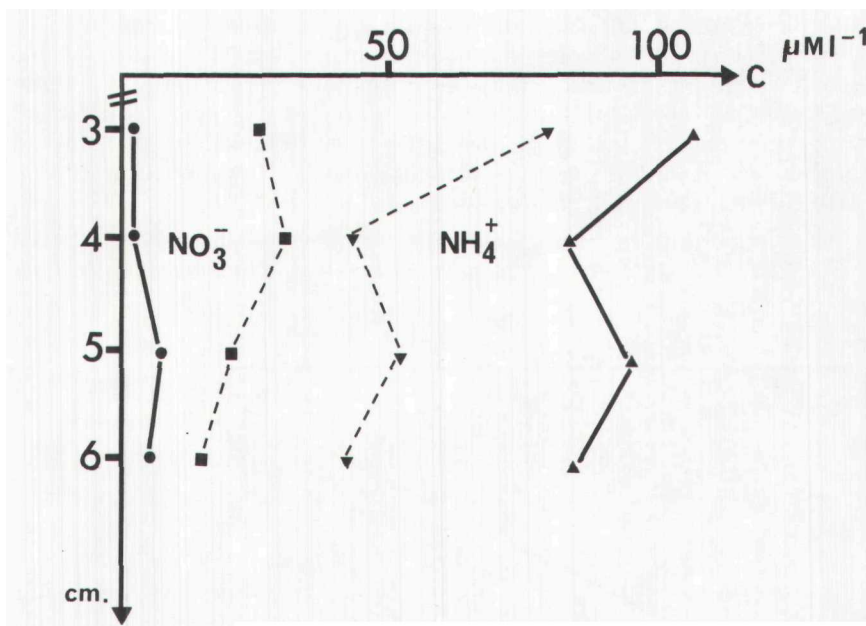


FIG. 7

Influence d'un tube de polychète *Amphitrite johnstoni* sur les teneurs en ammonium et en nitrates de l'eau interstitielle.

dominante présentent la particularité d'être plus faibles que celles des nitrates, en dépit de l'excrétion de l'animal essentiellement constitué d'ammonium.

#### Echanges à l'interface eau-sédiment de l'ammonium et des nitrates

L'ammonium est échangé avec la colonne d'eau selon des flux variant de  $60 \mu\text{M m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  à  $-24 \mu\text{M m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , (Fig. 9). Quels que soient leur sens ou leur intensité, ces flux sont toujours linéaires en fonction du temps, (Fig. 8). Les flux maxima dans le sens sédiment-eau sont observés en été. Le sédiment constitue alors une source importante d'ammonium pour la colonne d'eau. La profondeur moyenne sur le parc étant de 4 m, une masse d'eau y stagnant s'enrichirait chaque jour de  $0.20 \mu\text{M l}^{-1}$ . Cet enrichissement contribuerait à 80 p. 100 des besoins de la production primaire évaluée à  $55 \text{ mgC m}^{-3} \text{ j}^{-1}$  par Wafar (1981), dans un secteur voisin. En automne, l'intensité des flux diminue jusqu'à s'inverser en décembre. A partir de février, les échanges s'effectuent dans le sens eau-sédiment et ils s'intensifient jusqu'en mars.

Les nitrates sont échangés de façon différente. Leurs flux varient de 0 à  $-50 \mu\text{M m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  (Fig. 9). Ils sont pratiquement toujours absorbés par le sédiment. L'intensité des flux est la plus faible en été,



elle augmente en automne pour devenir maximale en hiver. A partir de février l'absorption des nitrates est plus intense que celle de l'ammonium. Il n'existe pas de corrélation entre l'augmentation des teneurs de la colonne d'eau et celle des flux de nitrates.

L'utilisation du N Serve (R) pour inhiber la nitrification, n'a pas donné de résultats satisfaisants : le lot de carottes traitées avec ce produit présente un flux de nitrates vers la colonne d'eau plus élevée que le lot témoin. Henriksen, (communication personnelle) souligne que l'emploi de cet inhibiteur dans un sédiment à forte bioturbation, comme dans notre cas, peut présenter des difficultés. De plus le caractère très réduit de notre sédiment favorise l'évaporation rapide de l'inhibiteur, (Nedwell *et al.*, 1983).

L'échange cumulé : nitrates + ammonium varie de  $+ 60 \mu\text{M m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  à  $- 75 \mu\text{M m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  au cours de la période étudiée. Le sédiment enrichit

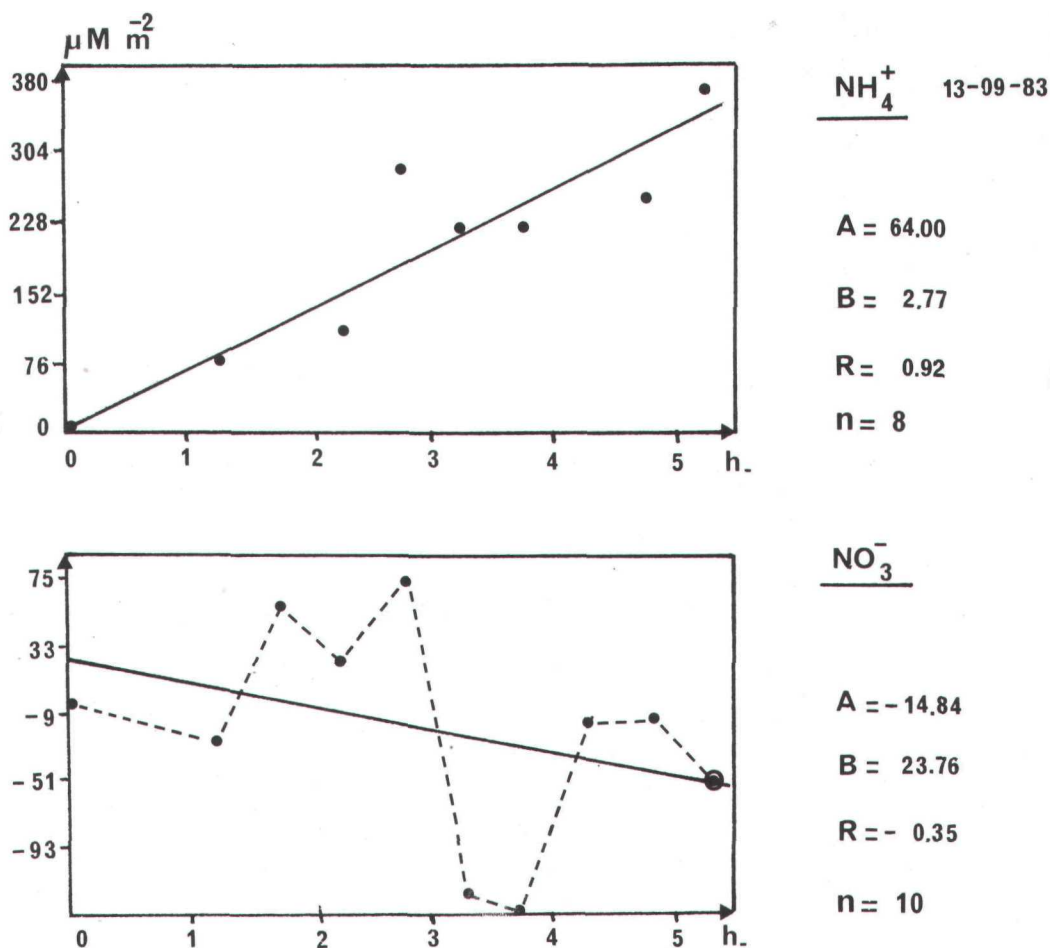


FIG. 8

Echange de l'ammonium et des nitrates en fonction du temps à l'interface eau-sédiment. Le rejet d'ammonium est linéaire ( $R = 0.92$ ), celui des nitrates ne l'est pas. A représente la pente de la droite, B l'ordonnée à l'origine, R le coefficient de corrélation linéaire.



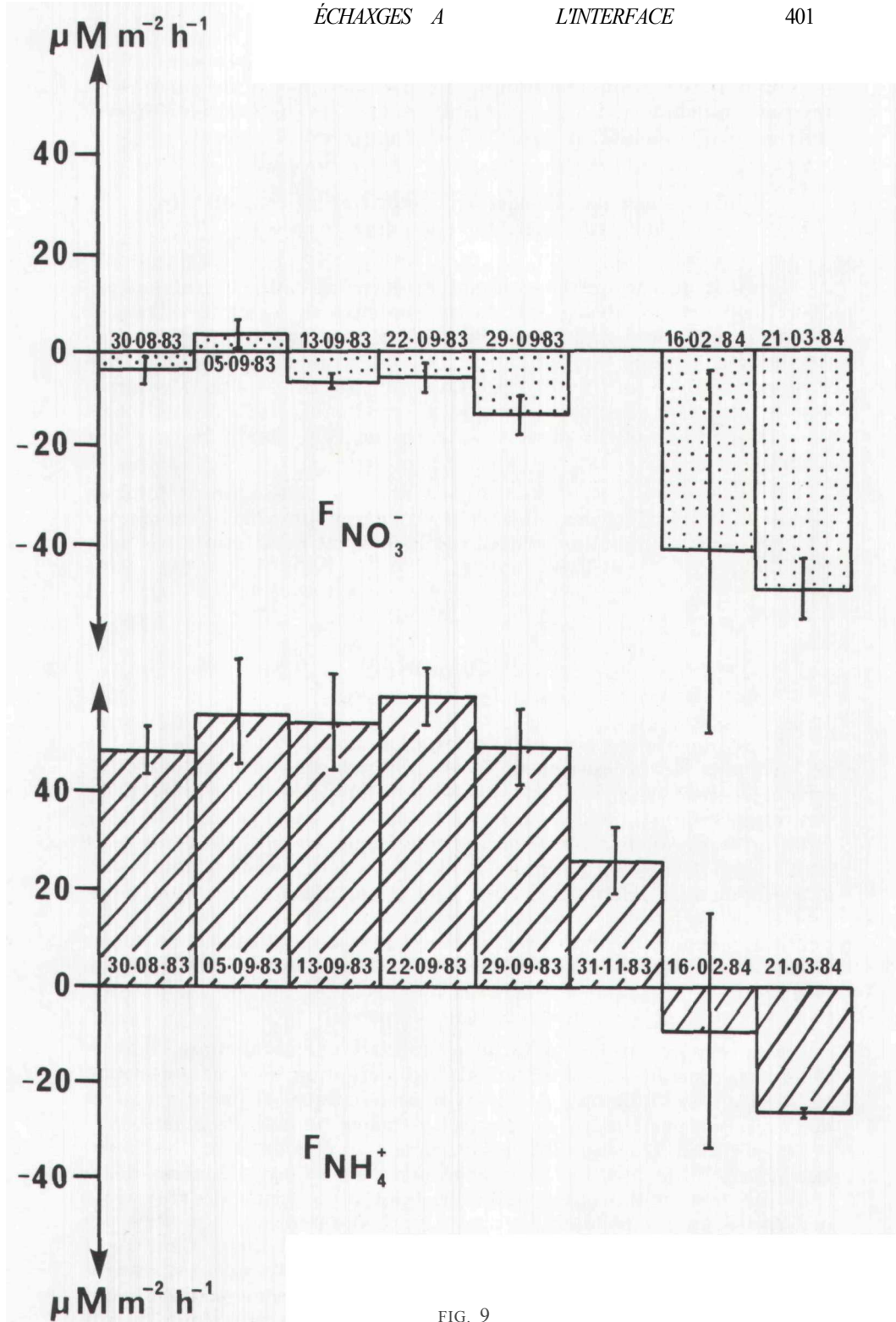


FIG. 9

Evolution des flux de nitrates et d'ammonium à l'interface eau-sédiment entre août 1983 et mars 1984. Les barres verticales représentent l'écart à la moyenne.

en azote minéral la colonne d'eau en été alors que les concentrations de sels nutritifs y sont limitantes. Il contribue donc au maintien de la production primaire. En hiver, quand les apports fluviaux en éléments nutritifs sont massifs, il absorbe fortement l'azote minéral.

Relations entre les échanges à l'interface et les concentrations  
dans l'eau interstitielle des deux composés

Le flux, que ce soit en ammonium ou en nitrates, ne suivent pas clairement le sens des gradients moléculaires à l'interface. Dans le cas de l'ammonium, si on observe un flux vers la colonne d'eau à la fin de l'été, lorsque le gradient est favorable, au même gradient correspond en hiver un flux inverse. De même, les nitrates sont absorbés par le sédiment en hiver lorsque le gradient est favorable, mais l'inversion du gradient observé à la fin de l'été n'entraîne pas une inversion des flux.

Il apparaît que, si le gradient à l'interface eau-sédiment joue un rôle dans le transfert des nitrates et de l'ammonium, les phénomènes endogènes (consommation, régénération) doivent aussi intervenir pour les moduler.

## DISCUSSION

Le sédiment des parcs ostréicoles est soumis à des apports massifs de biodépôts. La production de fécès par les huîtres dépend essentiellement de leur taux de filtration et de la température (Walne, 1972; Tsuchiya, 1980). Dans des eaux peu turbides, comme celles de la zone étudiée, la production de fécès est maximale en période estivale et les teneurs en azote organique des biodépôts sont toujours plus fortes à la fin de l'été (Bernard, 1974). Une augmentation hivernale de la formation de biodépôts, essentiellement sous forme de pseudo-fécès, peut aussi se manifester, et ceci d'autant plus nettement que la charge en particules des eaux au niveau du fond augmente à cette période. Sornin *et al.*, (1983) détectent ainsi une accumulation de l'azote total dans le sédiment des zones ostréicoles en mars.

Sur le parc étudié, la forte accumulation d'ammonium dans le sédiment coïncide avec la période de sédimentation maximale de fécès. La diminution automnale de l'activité métabolique, et par conséquent de l'excrétion particulière des huîtres, entraîne un ralentissement dans la régénération. L'accumulation hivernale peut être liée à une sédimentation accrue de pseudo-fécès consécutive à une augmentation de la turbidité, comme il a été signalé plus haut, ou à un apport fluvial de matière organique pendant cette période. L'ammonium est produit par l'oxydation anaérobie de l'azote organique, métabolisme largement majoritaire dans le sédiment du parc. La présence de nitrates en profondeur favorise cette dégradation. Ces processus conduisent à l'accumulation d'ammonium dans les sédiments des zones ostréicoles (Feuillet, 1971).

La distribution verticale présente une stratification des concentrations en ammonium observée essentiellement à la fin de l'été quand l'accumulation est maximale. Aller, (1983) a montré qu'elle est favorisée par les rejets des eaux de ventilation des tubes de polychètes, riches en produits d'excrétion tel que l'ammonium, à des niveaux précis du sédiment. Cette eau, pompée à la surface en général, entraîne une oxygénation des niveaux auxquels elle est rejetée, favorisant l'oxydation de l'azote organique. La conjugaison de ces deux facteurs explique l'existence des zones à fortes concentrations d'ammonium dans le sédiment, notamment à 1 cm, 3 cm et 7 cm.

Les modèles de diffusion de Vanderborgh *et al.*, (1977) semblent difficilement applicables. Même en période hivernale, l'augmentation régulière des concentrations avec la profondeur dans le sédiment, due à la diffusion des molécules, n'est pas observée. Les composés sont répartis de façon homogène entre 0 et 10 cm. Il existerait donc une circulation de l'eau interstitielle permettant un transport des molécules plus rapide que par simple diffusion, (Smetacek *et al.*, 1976). Dans notre cas le sédiment étant toujours plus riche en ammonium que la colonne d'eau, il peut être considéré, pour cette dernière, comme une source potentielle d'azote minéral.

Les nitrates dissous dans l'eau interstitielle présentent des variations de concentrations qui sont aussi très accentuées. Les maxima se superposent à ceux de l'ammonium au moment de l'apport estival de matière organique. De même, la réduction automnale des apports entraîne une diminution de la régénération des nitrates. Contrairement à l'ammonium, aucune accumulation n'est observée en hiver, mais elle pourrait être masquée par une consommation endogène active.

Une oxydation aérobie de l'azote organique est nécessaire pour produire des nitrates. Leur régénération est donc limitée à la surface oxydée du sédiment. Ils sont cependant présents dans l'eau interstitielle entre 0 et 10 cm à des niveaux où le sédiment est réduit. Ces apports proviennent de l'action de la faune tubicole, (Aller, 1978, 1980a, 1980b). La ventilation du tube de l'animal entretient une zone périphérique oxydée de sédiment constituant un accroissement de la zone d'interface, au niveau de laquelle les nitrates sont produits. De plus, le mucus composant les tubes est en général un substrat favorable au développement des bactéries nitrifiantes, (Henriksen *et al.*, 1981a, 1981b). Nos résultats montrent qu'effectivement l'ammonium pourtant excrété par l'animal est en concentration plus faible à proximité du tube, car il est transformé en nitrates par les bactéries. Les nitrates diffusent dans les zones réduites du sédiment favorisant la dégradation de la matière organique et par conséquent la production d'ammonium. Ceci explique le parallélisme entre la répartition des nitrates et celle de l'ammonium dans l'eau interstitielle.

Selon les caractéristiques des milieux prospectés, l'intensité et le sens des flux sont variables. Parmi les travaux présentant une évolution temporelle des phénomènes en zone sublittorale, plusieurs cas peuvent être distingués. Davies, (1975), Raine et Patching, (1980) détectent un accroissement brutal des flux d'ammonium hors du sédiment, atteignant respectivement  $91 \mu\text{M m}^{-2} \text{h}^{-1}$  et  $66 \mu\text{M m}^{-2} \text{h}^{-1}$  au mois de juillet. Celui-ci est dû à une impulsion estivale de courte

durée (sédimentation d'un bloom planctonique). Les flux de nitrates par contre restent faibles. Pomroy *et al.*, (1983) ont montré, par une méthode d'incubation, des flux estivaux d'ammonium plus forts ( $77 \mu\text{M m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) que les flux hivernaux ( $22 \mu\text{M m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ). Les nitrates sont constamment libérés dans la colonne d'eau, particulièrement au début de l'automne ( $33 \mu\text{M m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ). Le flux d'ammonium est corrélé à la biomasse de la macrofaune, mais aucune corrélation n'existe entre la biomasse bactérienne et les flux des deux composés. En zone estuarienne, Fischer *et al.* (1982) signalent des rejets d'ammonium, plus fréquents mais moins marqués, à chaque apport de matériel terrigène. Mais aucune corrélation n'a pu être mise en évidence entre les variations de température et les flux. Ceux-ci varient de 0 à  $26 \mu\text{M m}^{-2} \text{h}^{-1}$  dans le cas de l'ammonium à une station et de 70 à  $454 \mu\text{M m}^{-2} \text{h}^{-1}$  à une autre station. Quant aux flux de nitrates, ils varient de 0 à  $64 \mu\text{M m}^{-2} \text{h}^{-1}$  aux deux stations. Les flux d'ammonium de l'ordre de  $50$  à  $60 \mu\text{M m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , que nous avons mesurés à l'interface d'un parc ostréicole n'apparaissent donc pas particulièrement élevés si l'on se réfère aux valeurs précédemment citées.

L'inversion des gradients à l'interface résultant du caractère saisonnier des apports de la masse d'eau, devrait modifier les sens des flux observés. Nedwell *et al.*, (1983) mesurent une absorption accrue des nitrates par le sédiment quand la concentration de ce composé dans la colonne d'eau est augmentée artificiellement. Dans ce cas, la plus grande partie de l'azote inorganique régénéré est transformé en azote moléculaire et en oxyde nitreux. Cependant, les modifications annuelles du gradient ne permettent pas toujours d'expliquer le sens des flux. Rutgers Van Der Loeff *et al.*, (1981) montrent, à une station amont de l'estuaire Dollard, que l'ammonium et les nitrates sont absorbés par le sédiment durant toute l'année. Des absorptions maximales de  $250 \mu\text{M m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , sont observées en période estivale, alors que les gradients de diffusion devraient assurer un rejet vers la colonne d'eau. Cette absorption pourrait correspondre à une consommation des nitrates près de l'interface plutôt qu'au sein du sédiment. Deux autres stations situées en aval présentent cependant des rejets d'ammonium et une consommation de nitrates en période estivale.

Nos résultats indiquent une grande variabilité temporelle des flux à l'interface. Dans le cas de l'ammonium, les rejets maximaux observés dans la littérature font suite à un apport de matière organique, qui correspond dans notre cas à une production accrue de fèces d'huîtres à la fin de l'été. La réduction de cet apport entraîne une diminution des flux à l'interface. L'inversion de ceux-ci en hiver est peu observée chez les auteurs. Elle est souvent expliquée par une consommation accrue des nitrates provenant de l'oxydation de l'ammonium, au niveau de l'interface eau-sédiment.

Les nitrates sont très peu rejetés vers la colonne d'eau même durant la période estivale lorsque la régénération de la matière organique sous forme d'ammonium est la plus intense et leur absorption par le sédiment augmente dès que les apports d'azote organique diminue en automne. Cette variation saisonnière correspondrait à une consommation endogène des nitrates durant l'ensemble de la période étudiée. Elle serait compensée en été par la régénération active des nitrates. En hiver, l'absence de régénération au niveau du sédiment



entraînerait une consommation des nitrates de la colonne d'eau. Van Kessel (1977) a montré que l'absorption des nitrates de l'eau superficielle constituait la première étape de la dénitrification au sein du sédiment. La transformation des nitrates en ammonium est à rejeter si l'on considère uniquement les flux des deux composés. La transformation en azote moléculaire et en oxyde nitreux est donc fort probable. De plus l'augmentation des teneurs en nitrates de la colonne d'eau favorise les phénomènes de dénitrification (Seitzinger *et al.*, 1980).

Les flux à l'interface et la répartition des nitrates et de l'ammonium dans le sédiment sont en accord avec les lois de diffusion moléculaires durant la période estivale pour l'ammonium et la période hivernale pour les nitrates. Inversement les échanges s'effectuent à l'opposé des gradients à l'interface durant la période hivernale pour l'ammonium et la période estivale pour les nitrates.

Pendant la période hivernale, l'augmentation des concentrations en ammonium dans l'eau interstitielle suggère un apport en matière organique, mais aucune accumulation simultanée de nitrates n'est observée. Un stockage de l'ammonium de la colonne d'eau, dû à l'absorption par le sédiment serait une autre hypothèse, mais une absorption deux fois plus intense de nitrates n'entraîne pas le même phénomène de stockage.

Boynton *et al.* (1980) suggèrent qu'une absorption des nitrates par le sédiment non corrélée avec une production d'ammonium indique l'existence d'une dénitrification, en se basant uniquement sur les mesures des échanges à l'interface. Les flux hivernaux observés sont compatibles avec cette explication. L'examen des concentrations des composés dans l'eau interstitielle montre qu'en fait la dénitrification n'est pas la seule hypothèse possible : l'accumulation de l'ammonium dans le sédiment peut provenir d'une réduction des nitrates absorbés. Mais dans ce cas l'absorption de l'ammonium contre le gradient à l'interface ne peut s'expliquer. Sayama et Kurihara, (1983) indiquent qu'il est possible d'observer une transformation de l'ammonium de la colonne d'eau en nitrates au niveau du sédiment, ces nitrates étant aussitôt utilisés par la dénitrification. Les deux processus : nitrification et dénitrification ayant lieu près de l'interface, l'ammonium de l'eau superficielle serait utilisé plus facilement que celui du sédiment, d'où les flux négatifs observés à l'interface pour ce composé.

Il est vraisemblable que les deux processus : dénitrification et respiration des nitrates soient présents simultanément pendant la période hivernale. En été vient s'ajouter la consommation par la production primaire.

#### Conclusion

A la sédimentation massive de fécès d'huîtres (*Crassostrea gigas*) de la fin de l'été est associée une forte régénération d'ammonium et de nitrates dans les sédiments. Seul l'ammonium est transféré vers la colonne d'eau. A cette période de l'année, le sédiment contribue notablement au maintien de la production primaire. La bioturbation en transférant les nitrates en profondeur dans un sédiment fortement

réducteur a pour effet d'activer la dégradation du matériel organique. Les teneurs en ammonium et en nitrates diminuent dans l'eau interstitielle et les flux à l'interface s'annulent lorsque les apports d'azote organique par les fèces déclinent. La période hivernale est marquée par une nouvelle séquence de régénération de l'ammonium et ceci sans formation apparente de nitrates. Les flux, que ce soit en ammonium ou en nitrates, sont orientés à cette période de l'année, vers le sédiment. Ces résultats montrent que les flux à l'interface eau-sédiment ne sont pas réglés uniquement par les gradients à l'interface; ils sont vraisemblablement modulés par des processus internes au sédiment. Ils confirment l'idée émise par Klump et Martens (1980) de la nécessité de distinguer les phénomènes d'interface gouvernant les échanges avec la colonne d'eau, mais ayant peu d'effets sur la répartition des composés dans le sédiment, des phénomènes endogènes de régénération de l'azote inorganique responsables de la répartition de l'ammonium et des nitrates dans le sédiment.

### Remerciements

Ce travail a été réalisé à la Station Marine de Roscoff, avec le soutien financier d'un contrat de recherche C.N.R.S./I.F.R.E.M.E.R., GIS Nord Vilaine. Nous tenons particulièrement à remercier M. Yvon Caignon pour sa collaboration lors des prélèvements en plongée et M. P. Brannelec, ostréiculteur, pour les facilités de travail qu'il nous a offertes sur ses parcs.

### Summary

The exchanges of ammonium and nitrates across the sediment-water interface and their interstitial water concentrations were measured in an oysters bed of the Penzé river (North Brittany, France) from august 1983 to march 1984. Ten cores were collected at each sampling by scuba diving. Interstitial water was extracted by centrifugation and the fluxes across the sediment water interface were measured by laboratory incubations.

At the end of the summer, the accumulation of ammonium and nitrates is related with an input of organic matter resulting from oyster's biodeposition. Ammonium is mainly released into the water column. During autumn, the accumulation and the fluxes of ammonium decrease; nitrates are taken up by the sediment. In winter, both nitrates and ammonium are absorbed, but only ammonium is regenerated in the sediment. The exchanges across the sediment-water interface do not always follow the molecular gradient, as some uptake and transformation mechanisms can modify the direction and the intensity of the exchanges.

### RÉFÉRENCES

- ALLER, u.c. and YINGST, J.Y. 1978. — Biogeochemistry of tube-dwellings : a study of the sedentary polychaete *Amphitrite ornata* (Leidy). *J. mar. Res.*, 36 (2), pp. 201-253.
- ALLEK, R.C., 1980 a. — Diagenetic processes near the sediment-water interface of Long Island Sound. *Adv. Geophys.*, 22, pp. 210-250.
- ALLER, R.C., 1980 b. — Quantifying solute distributions in the bioturbated zone of marine sediments by defining an average microenvironment. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 44, pp. 1955-1965.

- ALLER, R.C., 1983. — The importance of the diffusive permeability of animal burrow linings in determining marine sediment chemistry. *J. mar. Res.*, 41, pp. 299-322.
- BERNARD, F.R., 1974. — Annual biodeposition and gross energy budget of mature pacific oysters *Crassostrea gigas*. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 61, pp. 185-190.
- BOUCHER, G. et BOUCHER-RODONI, R., 1984. — Quantification des rejets azotés biogènes à l'interface des parcs ostréicoles. *Rapport C.N.R.S./C.N.E.X.O.* N. 82/2785, 45 pp.
- BOYNTON, W.R., KEMP, W.M. and OSBORNE, C.G., 1980. — Nutrient fluxes across the sediment-water interface in the turbid zone of a coastal plain estuary. *Estuarine Perspectives*, U.S. Kennedy (ed.) Academic Press, New York, pp. 93-108.
- BULLEID, N.C., 1984. — Deoxygenation and remineralization above the sediment-water interface; an in-situ experimental study. *Est., coast. shelf Sci.*, 19, pp. 15-25.
- DAVIES, J.M., 1975. — Energy flow through the benthos in a Scottish sea loch. *Mar. Biol.*, 31, pp. 353-362.
- DUGDALE, R.C., and GOERING, J.J., 1967. — Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnol. Oceanogr.*, 12, pp. 196-206.
- FEUILLET, M., 1971. — Relations entre les eaux interstitielles des fonds sédimentaires ostréicoles et le milieu hydrobiologique, le bassin des Chasses des Sables d'Olonne. *Reo. Trau. Inst. Pêches mar.*, 35 (4), pp. 435-442.
- FISHER, T.R., CARLSON, P.R. and BARBER, R.T., 1982. — Sediment nutrients regeneration in the North Carolina estuaries. *Est., coast. shelf Sci.*, 14, pp. 101-116.
- HENRIKSEN, K., 1980. — Measurement of in-situ rates of nitrification in sediment. *Microb. Ecol.*, 6, pp. 329-337.
- HENRIKSEN, K., HANSEN, J.I. and BLACKBURN, T.H., 1981 a. — Rates of nitrification, distribution of nitrifying bacteria and nitrates fluxes in different types of sediments from Danish Waters. *Mar. Biol.*, 61, pp. 299-304.
- HENRIKSEN, K., RASMUSSEN, M.B., and JENSEN, A., 1981 b. — The effect of bioturbation on microbial nitrogen transformations in the sediment and fluxes of ammonium and nitrates to the overlying water. *Ecol. Bull.*, 35, pp. 1-21.
- KLUMP, J.V. and MARTENS, C.S., 1980. — Biogeochemical cycling in an organic rich coastal marine basin ; II : Nutrient sediment-water exchange processes. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 45, pp. 101-121.
- NEDWELL, D.B., HALL, S.E., ANDERSON, A., NAGSTROM, A.F. and LINDSTROM, E.B., 1983. — Seasonal changes in the distribution and exchange of inorganic nitrogen between sediment and water in the Northern Baltic. *Est., coast shelf Sci.*, 17, pp. 169-179.
- NIXON, S.W., 1980. — Between coastal marshes and coastal waters. A review of twenty years of speculations and research on the role of salt marshes in estuarine productivity and water chemistry. *Estuarine and Wetland Processes with Emphasis on Modelina*. Hamilton, P. and Mac Donald, D.K.B. (eds.) Plenum Publishing Corporation, pp. 437-525.
- POMROY, A.H., JOINT, J.H. and CLASKE, K.R., 1983. — Benthic nutrient flux in a shallow coastal environment. *Oecologia*, 60, pp. 306-312.
- RAINE, R.C.T. and PATCHING, J.W., 1980. — Aspects of carbon and nitrogen cycling in a shallow marine environment. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 47, pp. 127-139.
- RICHARDS, F.A., 1965. — Anoxie bassins and fjord. *Chem. Oceanogr.*, 1, pp. 611-645.
- RUTGERS VAN DER LOEFF, M.M., 1980. — Time variations in interstitial nutrient concentrations at an exposed subtidal station in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.*, 14 (2), pp. 123-143.
- RUTGERS VAN DER LOEFF, M.M., VANES, F.B., HELDER, W. and DEVRIES, T.P., 1981. — Sediment water exchanges of nutrients and oxygen on tidal flats in the Ems-Dollard Estuary. *Neth. J. Sea Res.*, 15 (1), pp. 113-129.
- SAYAMA, M. and KURIHARA, Y., 1983. — Relationship between burrowing activity of the polychaetous annelid, *Neanthes japonica* and nitrification-denitrification processes in the sediments. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 72, pp. 233-241.
- SEITZINGER, S., NIXON, S., PILSON, M.E.Q. and BURKE, S., 1980. — Denitrification and  $N_2O$  production in near shore marine sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 44, pp. 1853-1860.
- SIEBURTH, J.M.C.N., SMETACEK, K.V., and LENZ, J., 1978. — Pelagic ecosystem structure : heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.*, 23, pp. 1256-1263.

- SMETACEK, V., VON BODUNGEN, B., VON BROCKEL, K. and ZEITZSCHEL, B., 1976. — Release of nutrients from sediments due to changes in the density of the bottom water. *Mar. Biol.*, 34, pp. 373-378.
- SMITH, S.L., 1978. — The role of zooplankton in the nitrogen dynamics of a shallow estuary. *Est. coast. mar. Sci.*, 7, pp. 555-565.
- SORNIN, J.M., FEUILLET, M., HERAL, J.M. and DESLOUS-PAOLI, J.M., 1983. — Effets des biodépôts de l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg) sur l'accumulation de matières organiques dans les parcs du bassin de Marennes Oléron. *J. Moll. Stud. suppl.* 12A, pp. 185-197.
- TREGUER, P. and LECORRE, P., 1975. — Manuel d'analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer (utilisation de l'autoanalyseur Technicon II R), 2<sup>e</sup> édition. *Université de Bretagne Occidentale*, 100 pp.
- TSUCHIYA, M., 1980. — Biodeposit production by the mussel *Mytilus edulis* (L.) on rocky shore. *J. exp. mar. Biol. Ecol.*, 47, pp. 203-222.
- VAN DER BORGHT, J.P., WOLLAST, R. and BILLEN, G., 1977. — Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part I : mass transfer properties and silica diagenesis. Part II : nitrogen diagenesis. *Limnol. Oceanogr.*, 22, pp. 787-803.
- WAFAR, M., 1981. — Nutrients, primary production and dissolved and particulate organic matter in well-mixed temperate coastal waters (Bay of Morlaix-Western English Channell. *Thèse Doctorat 3e Cycle. Univ. Pierre et Marie Curie, Paris VI*, 225 pp.
- WAFAR, M., LE CORRE, P. and BIRRIEN, J.L., 1983. — Nutrients and primary production in permanently well-mixed temperate coastal waters. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, 17, pp. 431-446.
- WALNE, F.R., 1972. — The influence of current speed, body size and water temperature on the filtration rate of five species of bivalves. *J. mar. Biol. Ass. UK*, 52, pp. 345-374.
- VAN KESSEL, J.F., 1977. — Factors affecting denitrification rate in two water sediment systems. *Wat. Res.*, 11, pp. 259-267.
- WINDOM, H.L., DUNSTAN, W.M. and GARDNER, W.S., 1975. — River input of inorganic phosphorus and nitrogen to the southeastern salt marsh estuarine environment. *Rec. Adv. estuar. Res.*, 1, pp. 309-313.
- ZEITZSCHEL, B., 1980. — Sediment water interactions in nutrient dynamics. *Marine Benthic Dynamics* ed. by K.R. Tenore and B. Coull. *The Belle Baruch library in marine science*, 11, *Univ. Carolina Press*, pp. 195-218.