

Les peuplements macrozoobenthiques d'un écosystème côtier sous-saturé en oxygène : la baie de Vilaine (sud-Bretagne)

Macrozoobenthos
Écosystème côtier abrité
Sous-saturation en oxygène
Matière organique

Macrozoobenthos
Coastal sheltered ecosystem
Oxygen under-saturation
Organic matter

Hervé LE BRIS¹ et Michel GLÉMAREC

Laboratoire d'Océanographie Biologique, URA 1513 CNRS, Université de Bretagne Occidentale, 6, avenue Le Gorgeu, 29287 Brest Cedex.

¹ Adresse actuelle : Laboratoire d'Aquaculture et Pathologie Aquacole, École Nationale Vétérinaire de Nantes, CP 3013, 44087 Nantes Cedex 03.

Reçu le 20/07/94, révisé le 11/05/95, accepté le 16/05/95.

RÉSUMÉ

De nombreux écosystèmes marins côtiers des pays industrialisés connaissent de nos jours des déplétions en oxygène. Ces phénomènes s'observent également en baie de Vilaine, écosystème abrité et peu profond de la côte méridionale bretonne, soumis à l'eutrophisation. La macrofaune benthique des substrats meubles de ce site a été étudiée pour mettre en évidence l'influence des sous-saturations en oxygène des eaux de fond sur la nature et la structure des peuplements benthiques. Parallèlement, une étude des caractéristiques sédimentaires a été conduite. Une méthode d'ordination a permis de différencier six unités de peuplements benthiques se répartissant depuis le large vers l'estuaire : les vases à *Haploops tubicola*, les vases à *Sternaspis scutata* - *Nucula turgida*, les vases sableuses à *Ampelisca spinimana*, les sables hétérogènes envasés à *Lanice conchilega*, les sables fins envasés à *Nephtys hombergii* - *Glycera convoluta* et les vases à *Nephtys hombergii*. L'influence estuarienne (dessalure, bouchon vaseux) se traduit par la pauvreté faunistique des unités situées au contact de l'embouchure de la Vilaine. La structure et les caractéristiques faunistiques des peuplements de vases de la baie sont en relation avec le caractère oxydé du sédiment indiquant une faible consommation en oxygène malgré l'apport organique et le faible renouvellement des eaux de fond. Cette faible consommation serait liée à la nature réfractaire de la matière organique contenue dans les sédiments. Les hypoxies périodiques, principalement causées par la dégradation de la biomasse phytoplanctonique, seraient alors insuffisamment accentuées ou trop ponctuelles pour se traduire sur la santé des peuplements. Seule l'augmentation sur une vingtaine d'années de l'aire de répartition des vases à *Haploops tubicola* pourrait rendre compte de l'eutrophisation croissante du site liée à l'augmentation des apports en sels nutritifs.

ABSTRACT

Macrozoobenthic communities of an oxygen under-saturated coastal ecosystem: the Bay of Vilaine (Southern Brittany).

Oxygen depletion occurs today in many marine coastal ecosystems of industrialized countries. This phenomenon has been observed in the Bay of Vilaine, a

sheltered and shallow ecosystem of Southern Brittany subjected to eutrophication. The soft bottom macrofauna of this site has been studied in order to highlight the influence of the oxygen under-saturation of bottom waters on the faunal and structural characteristics of benthic communities. Concurrently, the sediment has been analysed. A clustering classification analysis permitted the identification of six macrozoobenthic community units distributed from offshore to the estuary: *Haploops tubicola* muds; *Sternaspis scutata* - *Nucula turgida* muds; *Ampelisca spinimana* sandy muds; *Lanice conchilega* muddy heterogeneous sands; *Nephtys hombergii* - *Glycera convoluta* muddy sands; and *Nephtys hombergii* muds. The faunal poverty of the communities in the vicinity of the estuary is related to the estuarine influence (salinity decrease, turbidity ...). Structural and faunal characteristics of the mud communities of the bay are related to the oxidized conditions of the sediment, indicating a low oxygen consumption despite the organic content and the weak bottom water renewal. This low consumption could be linked to the refractory nature of the organic matter within the sediments. Therefore, the periodic hypoxia, mainly due to phytoplanktonic biomass degradation, may be insufficiently severe or too temporally limited to have an effect on the communities' health. Only the long-term (20 years) spreading of the *Haploops tubicola* muds community might indicate a growing eutrophication of the site, linked to an increasing nutrient discharge.

Oceanologica Acta, 1995, 18, 5, 573-581

INTRODUCTION

La réduction en oxygène est l'un des symptômes les plus importants de l'appauvrissement croissant des écosystèmes marins côtiers. Ce phénomène a été enregistré dans les fjords (Rosenberg, 1980) et dans de nombreux écosystèmes côtiers des pays les plus industrialisés, aboutissant parfois à l'anoxie (Santos et Simon, 1980 ; Officer *et al.*, 1984 ; Westernhagen et Dethlefsen, 1983). Il s'observe également en baie de Vilaine, écosystème côtier abrité et peu profond de Bretagne méridionale. Ce site est isolé de l'océan Atlantique par un seuil de hauts fonds et d'îles. Les courants de marée y sont faibles (inférieurs à 25 cm.s^{-1} pour les courants instantanés, 2 cm.s^{-1} pour les résiduels) et le temps de résidence supérieur à 50 jours (De Nadaillac et Breton, 1986 ; Kerdreux *et al.*, 1986 ; Salomon et Lazure, 1988). Il reçoit les eaux fluviales d'un bassin versant de $10\,800 \text{ km}^2$ véhiculant notamment les apports provenant de l'industrie agro-alimentaire, d'agglomérations urbaines (500 000 habitants) et de l'agriculture. Les flux annuels de sels nutritifs déversés dans la baie sont de l'ordre de 16 000 tonnes d'azote et de 1 030 tonnes de phosphore. Cet apport favorise le développement d'une biomasse phytoplanktonique dont la dégradation entraîne une forte consommation en oxygène. La présence dans ce site d'une halocline liée aux dessalures estuariennes (Merceron, 1987) limite les échanges avec la surface. La biomasse algale en décomposition et l'halocline sont à l'origine d'une sous-saturation permanente des eaux de fond. La saturation minimale est périodiquement atteinte en période estivale (50-80 %) (Clément, 1987). Durant l'été 1982, cet écosystème a connu une anoxie étendue à l'ensemble du site provoquant des mortalités catastrophiques d'organismes marins (Rossignol-Strick, 1985). Ce phénomène catastrophique enregistré dans nombre d'écosystèmes côtiers semble avoir le même type de causes : quasi-isole-

ment des eaux de fond et concentrations élevées en matière organique d'origine phytoplanktonique fortement consommatrice d'oxygène. La déplétion en oxygène est ainsi directement liée à l'eutrophisation des eaux côtières par les activités anthropiques (Chapelle, 1991). L'objectif de cette étude est de déterminer si les caractéristiques des peuplements benthiques du site révèlent les conditions de sous-saturations des eaux de fond de cet écosystème eutrophisé.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Échantillonnage et analyses des prélèvements

Les stations de prélèvements (fig. 1) sont réparties sur l'ensemble de l'aire d'étude. Quatre échantillons de $0,1 \text{ m}^2$ sont réalisés par station à la benne Smith-McIntyre, puis tamisés sur une maille carrée de 1 mm de côté. Le refus de tamis est fixé au formol salé 7 %. La campagne d'échantillonnage a été effectuée en mars 1985. Une campagne de vérification a été réalisée en mai 1985. Au laboratoire, les prélèvements ont été lavés puis colorés au rose bengal. Les invertébrés ont été triés et déterminés jusqu'au niveau spécifique pour la plupart. Les biomasses ont été estimées par le poids sec sans cendre (PSSC) de l'ensemble du prélèvement.

Un échantillon supplémentaire de sédiment a été réalisé à chaque station pour analyse granulométrique et estimation de la charge en matière organique totale du sédiment par la méthode de la perte au feu (Byers *et al.*, 1976). Elle consiste à mesurer la perte pondérale après incinération ($450 \text{ }^\circ\text{C}$ pendant 12 h) d'un échantillon de sédiment préalablement séché ($70 \text{ }^\circ\text{C}$ pendant 48 h). Un profil d'oxydo-réduction du sédiment a été réalisé selon la technique décrite par

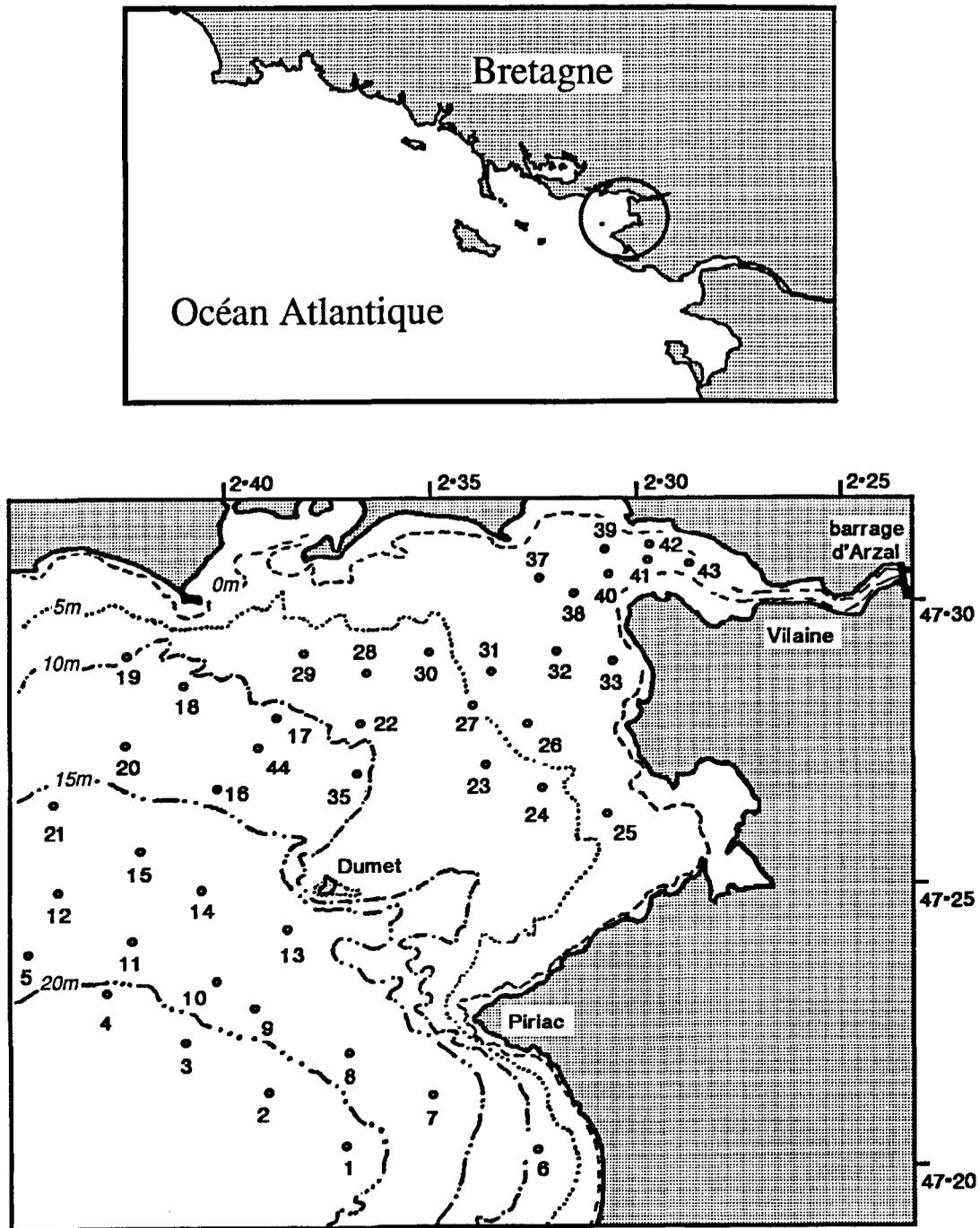


Figure 1

Localisation du site et des stations de prélèvements de macrofaune et de sédiment.

Studied area. Location of the macrofauna and sediment sampling points.

Hily (1984), à partir de carottes effectuées au carottier Rouvillois à certaines stations de prélèvement de macrofaune benthique selon une radiale estuaire-large.

Traitement des données

Les unités de peuplements macrobenthiques ont été définies à partir de groupements de stations identifiés par une méthode de classification ascendante hiérarchique (Lebart

et al., 1982) utilisant le calcul de la distance du Chi-2 interstation et adaptée en langage basic sur micro-ordinateur. Cette méthode d'ordination a été réalisée sur une matrice stations de prélèvement / espèces dont les données sont les $\log_{10}[(\text{nombre moyen d'individus} \cdot 0,1 \text{ m}^{-2}) + 1]$. L'indice de Fidélité \times Dominance (Glémarec, 1964 ; Mora *et al.*, 1989) a été calculé pour chaque espèce dans l'unité cénotique définie. Les paramètres structuraux de ces unités : Richesse spécifique (S), Abondance (A) et Biomasse (B) et les indices de diversité de Shannon H' et d'équitabilité J' (Daget, 1979) ont été calculés pour chaque unité.

RÉSULTATS

Habitat sédimentaire

Les analyses sédimentaires ont permis de distinguer quatre ensembles sédimentaires d'après la typologie biosédimentaire de Chassé et Glémarec (1976). Leurs caractéristiques et leur localisation sont résumées dans le tableau 1. Les trois premiers correspondent à un gradient d'envasement croissant depuis les sables fins envasés jusqu'aux vases pures. Les sables hétérogènes présentent un indice de classement élevé dû en grande part à la proportion élevée de débris coquilliers. Les vases présentent les plus forts pourcentages de matière organique estimés par perte au feu.

La profondeur de discontinuité du potentiel d'oxydo-réduction mesuré dans les vases pures varie en fonction des stations prospectées (tab. 2). Les valeurs restent positives sur toute la profondeur du carottage (12 cm) sauf dans les stations placées au contact ou à l'embouchure de l'estuaire. La profondeur de discontinuité du potentiel redox passe dans cette zone de 4 à 1 cm.

Analyse cénotique

Le dendrogramme issu de la classification ascendante hiérarchique (fig. 2) met en évidence plusieurs groupes de stations qu'il est possible de considérer par rapport aux caractéristiques sédimentaires et leur situation géographique.

Les groupes 1, 4 et 5 correspondent respectivement à des vases sableuses, des sables hétérogènes envasés et des sables fins envasés placés dans le nord de la baie. Les groupes de stations 2, 3 et 6 correspondent à des vases pures. Elles sont consolidées au sud-ouest (3) et deviennent molles à proximité du littoral (2). La classification permet de distinguer dans le groupe 2 deux sous-groupes. Le groupe 2b est au contact des vases consolidées, tandis que le groupe 2a est plus proche du littoral. Le groupe 6 est très distinct des autres groupes. Il est constitué de stations

situées dans l'embouchure de l'estuaire. Les stations 41 et 39 présentent une faune très pauvre proche des stations du groupe 6 dont elles sont géographiquement voisines.

Composition faunistique et structure des unités cénotiques

L'ordination réalisée à partir des densités spécifiques fait ainsi apparaître des groupements de stations de caractéristiques sédimentaires voisines, géographiquement localisés dans le site d'étude. Ces groupements correspondent à des unités cénotiques ou peuplements dont il est possible de préciser la composition faunistique. Le produit [Fréquence × Dominance moyenne], détermine la place relative de chaque espèce à l'intérieur de l'unité considérée. Le tableau 3 représente, pour chaque unité, la liste des espèces constantes (fréquence > 50 % ; d'après Dajoz, 1971), les paramètres structuraux et indices de diversité. Là où les espèces pilotes apparaissent ainsi clairement de même que les affinités faunistiques entre les unités.

La distribution spatiale de ces unités est représentée figure 3. Les vases consolidées à *Haploopsis tubicola* (groupe 3) (<-15 m) hébergent essentiellement une faune vagile, notamment de crustacés (...) Paguridae, *Pisidia longicornis* caractéristiques des sédiments grossiers peu envasés. L'endofaune y est très mal représentée. La richesse spécifique est élevée ($S = 18$ esp. $0,1\text{m}^{-2}$). La biomasse (B) est par contre faible par rapport aux vases molles. Les fortes densités d'*H. tubicola* permettent d'expliquer la forte valeur de l'abondance ($A = 285$ ind. $0,1\text{m}^{-2}$) et les faibles valeurs des indices de diversité ($H' = 1,48$ et $J' = 0,37$). Les vases molles à *Sternaspis scutata* - *Nucula turgida* (groupe 2) se situent entre -8 et -25 m. Les deux sous-groupes obtenus par la classification ascendante hiérarchique ont été considérés comme deux faciès distincts. Le faciès à *Amphiura filiformis* (2a) et le faciès à *Labidoplax digitata* (2b). Les paramètres structuraux des deux faciès de cette unité sont élevés de même que les indices de diversité ($H' = 3,13$ à $3,29$). Dans les vases sableuses à *Ampelisca spinimana* (groupe 1) (-3 à -10 m) S est particulièrement élevée (30 esp. $0,1\text{m}^{-2}$). Les paramètres structuraux S, A,

Tableau 1.

Caractéristiques des principaux types sédimentaires échantillonnés en baie de Vilaine (la fraction fine correspond aux grains de sédiment de diamètre < 63 μm , la matière organique est estimée par perte au feu).

Characteristics of the main sedimentary-type samples within the Bay of Vilaine (the fine fraction corresponds to sediment grain diameter < 63 μm , the organic matter is estimated by ignition loss).

Types sédimentaires	Médiane (So de Trask)	Fraction fine (%)	Matière Organique (%)	Numéros de stations
Sables fins envasés	60 à 80 μm	10 à 30	2,5 à 4,5	31, 32
Vases sableuses	< 60 μm	30 à 80	4,5 à 7,5	6, 23, 24, 28, 33, 35
Vases pures	—	80 à 95	> 7,5	1, 2, 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17 18, 19, 20, 21, 22, 29, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44
Sables hétérogènes envasés	180 à 330 μm (2,4 à 3,3)	10 à 20	2,5 à 4,5	25, 26, 27, 30

Tableau 2

Profondeur de discontinuité du potentiel d'oxydo-réduction mesurés dans les vases de sept stations réparties depuis le large jusqu'à l'estuaire.

Redox potential discontinuity depth measured in the muds of seven sediment sampling points distributed from offshore to the Vilaine estuary.

Station n°	12	16	22	39	43
Profondeur de discontinuité du potentiel redox (cm)	>12	>12	>12	4	1

et les indices de diversités J' et H' des sables hétérogènes envasés à *Lanice conchylega* (groupe 4) (-3 à -10 m) sont du même ordre de grandeur que dans les unités précédentes. Par contre B y est plus faible. Dans les sables fins envasés à *Nephtys hombergii* - *Glycera convoluta* (groupe 5) (-2 m), les valeurs de S, A et B sont faibles. H' et J' sont par contre du même ordre de grandeur que dans les unités précédentes. Les vases à *Nephtys hombergii* (groupe 6) font la transition entre l'estuaire et la baie (-2 à -5 m). C'est une unité paucispécifique ($S = 3,6$ esp. $0,1$ m^{-2}) où se retrouve occasionnellement le Bivalve *Macoma balthica*. Les valeurs des paramètres structuraux atteignent dans cette unité les valeurs les plus faibles enregistrées dans toute l'aire d'étude.

DISCUSSION

La plus grande partie de l'écosystème benthique de la baie de Vilaine est occupée par les vases. Les vases à *Haploopsis tubicola*, considérées par Glémarec (1969) comme faciès des vases sableuses à *Maldane glebifex* - *Clymene modesta* de l'étage circa-littoral côtier, se situent dans la partie la plus profonde du domaine d'étude. Le peuplement des vases à *Sternaspis-Nucula* est commun à l'étage infralittoral du nord du golfe de Gascogne depuis les pertuis charentais (Hily, 1976) jusqu'à la baie de Concarneau (Glémarec, 1969). La présence de deux faciès dans ce peuplement est liée à la quantité d'apports sestoniques d'origine littorale ou estuarienne plus élevés dans le faciès le plus côtier (faciès à *Amphiura filiformis*). A l'exception de l'espèce pilote *Ampelisca spinimana*, les vases sableuses correspondent aux vases à *Nucula turgida-Melinna palmata* décrites en baie de Concarneau ou en Vendée (Glémarec, 1969). La présence de manière très localisée des polychètes : *Maldane glebifex*, *Ampharete grubei*, et *Melinna palmata* les rapprocheraient des vases à *Maldane glebifex* des pertuis charentais (Hily, 1976), des vases sableuses à *Melinna palmata* du golfe du Morbihan (Glémarec, 1964) ou de la rade de Brest (Hily, 1983). Les vases à *Nephtys hombergii* de l'embouchure sont très différentes des vases à *Sternaspis-Nucula* du large. Leur pauvreté faunistique et structurale est liée aux conditions environnementales de la zone de contact avec l'estuaire. C'est un faciès d'appauvrissement

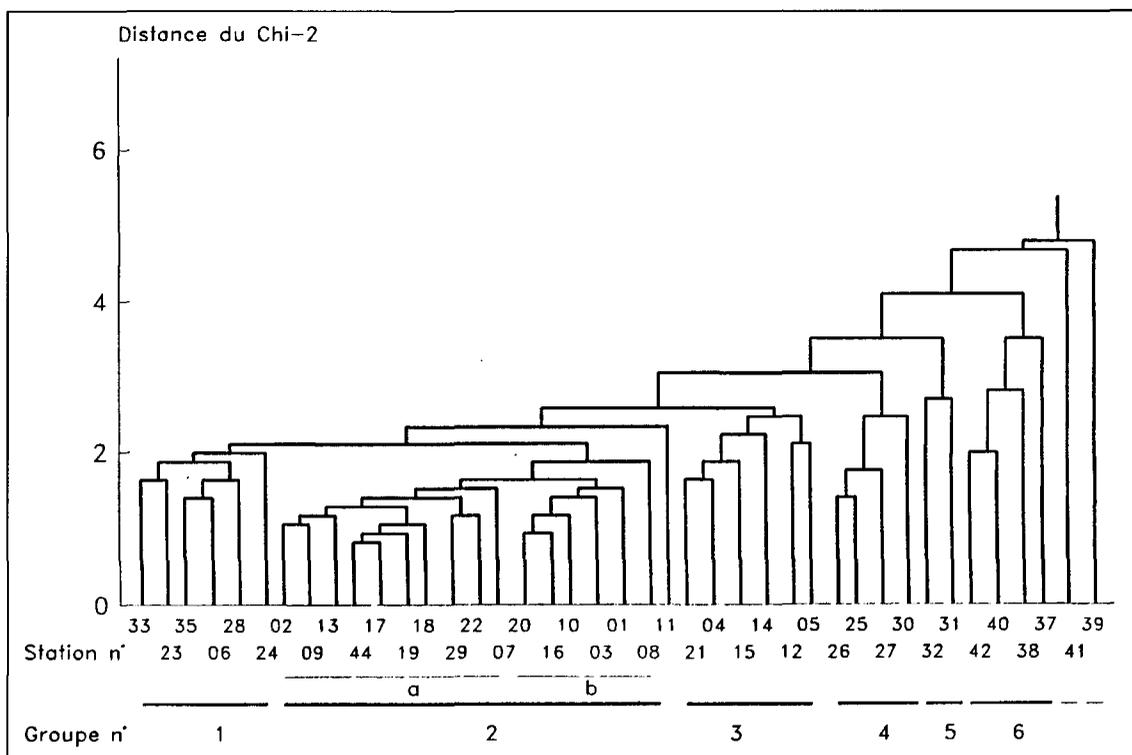


Figure 2.

Dendrogramme de la classification ascendante hiérarchique utilisant le calcul de la distance du Chi-2 inter-station. Six groupes de stations sont distingués. Le groupe 2 peut être divisé en deux sous-groupes.

Hierarchical clustering analysis based on the calculation of the Chi-2 distance between sampling points. Six sampling - point clusters are recognized. The second cluster may be divided into two subgroups.

ou une zone de transition entre l'estuaire et la baie. La desalure, la turbidité liée au bouchon vaseux et les sous-saturations en oxygène conduisent à une très forte réduction de la macrofaune. Les sédiments sableux sont cantonnés au nord du domaine d'étude. Les sables hétérogènes envasés à *Lanice conchilega* s'apparentent au peuplement à *Lanice* du golfe du Morbihan (Glémarec, 1964) placés dans des zones de fortes turbidités. Enfin, les sables fins envasés sont restreints à l'embouchure de l'estuaire en raison de

leur faible profondeur où ils sont exposés à l'action des vagues. Ils ont pour homologues les peuplements décrits notamment en Manche (Cabioc'h, 1968 ; Cabioc'h et Glaçon, 1975 ; Gentil, 1976 ; Retière, 1979 ; Souplet et Dewarumez, 1980 ; Dauvin, 1984). La faible richesse spécifique de cette unité est due principalement à l'influence estuarienne et à l'action des vagues qui y favorisent une instabilité sédimentaire, facteur qui, selon Maurer *et al.* (1979), est à l'origine d'une réduction du nombre d'espèces.

Tableau 3

Caractéristiques faunistiques et structurales des unités de peuplements macrozoobenthiques. Les plus fortes valeurs de l'indice de Fidélité × Dominance indiquent la ou les espèces pilotes (en gras) de l'unité ou de la sous-unité. S = Richesse spécifique, A = Abondance, B = Biomasse, H' = Diversité (indice de Shannon), J' = Équitabilité.

Faunal and structural characteristics of the macrozoobenthic community units. The highest values of the Fidelity × Dominance index of Glémarec (1964) indicate the leading species (in bold) of the community unit or subunit. S = Number of species, A = Abundance, B = Biomass, H' = Diversity (Shannon index), J' = Evenness.

Groupe n°	3	2b	2a	1	4	5	6
Fidélité Dominance							
<i>Nephtys hombergii</i>				40	465	781	2119
<i>Glycera convoluta</i>						736	
<i>Siphonoecetes kroeyanus</i>						605	
<i>Tellina fabula</i>						469	
<i>Spiophanes bombyx</i>					106	367	
<i>Eulalia sp</i>					136	138	
<i>Anapagurus sp</i>	24				47	104	
<i>Lanice conchilega</i>				25	630	546	
<i>Owenia fusiformis</i>				162	143	99	
<i>Diastylis bradyi</i>				14	66	71	
<i>Ampharete grubei</i>	18			117	213		
<i>Notomastus latericeus</i>				156	133		
<i>Glycera unicornis</i>	11			43	97		
<i>Telepsavus costatum</i>				50	37		
<i>Ampelisca brevicornis</i>					336		
<i>Philine aperta</i>					87		
<i>Abra alba</i>					70		
<i>Leichone clypeata</i>					90		
<i>Iphinoe tenella</i>					78		
<i>Pectinaria koreni</i>		66	57	156	14		
<i>Pholoe minuta</i>		28	125	133	54		
<i>Ampelisca spinimana</i>		88	185	522			
<i>Sternaspis scutata</i>		737	684	89			
<i>Nucula turgida</i>		526	587	82			
<i>Leanira yhleni</i>		197	66	37			
<i>Acrocnida brachiata</i>			65	114			
<i>Heteromastus filiformis</i>				75			
<i>Clymene oerstedii</i>				218			
<i>Magelona alleni</i>				125			
<i>Podarke pallida</i>		36		44			
<i>Capitomastus minimus</i>	35		42	35			
<i>Amphiura filiformis</i>		188	323	46			
<i>Nephtys hystricis</i>	4	99	119				
<i>Mysella bidentata</i>		163	265				
<i>Edwardsia callimorpha</i>		83	33				
<i>Tritodynamea atlantica</i>		57	72				
<i>Virgularia sp.</i>		464					
<i>Labidoplax digitata</i>		521	59				
<i>Melinna palmata</i>		21					
<i>Clymene modesta</i>	60						
<i>Ampelisca spinipes</i>	145						
<i>Pisidia longicornis</i>	152						
<i>Ophiura albida</i>	46						
<i>Haploops tubicola</i>	6616						
Structure							
S (Nbre. esp. 0,1 m ⁻²)	18,5 ± 4,7	18,1 ± 4,6	17,7 ± 4,9	30,6 ± 9,3	18,6 ± 2,3	9,8 ± 1,5	3,6 ± 2,1
A (Nbre. ind. 0,1 m ⁻²)	285 ± 145	73 ± 36	108 ± 51	144 ± 85	78 ± 32	27 ± 11	13 ± 5
B (g PSSC 0,1 m ⁻²)	0,7 ± 0,1	1,8 ± 0,9	2,4 ± 0,9	2,0 ± 1,0	0,7 ± 0,6	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,1
H' (bits)	1,48	3,29	3,13	3,54	3,51	2,8	0,99
J' (bits)	0,37	0,80	0,77	0,78	0,83	0,86	0,55

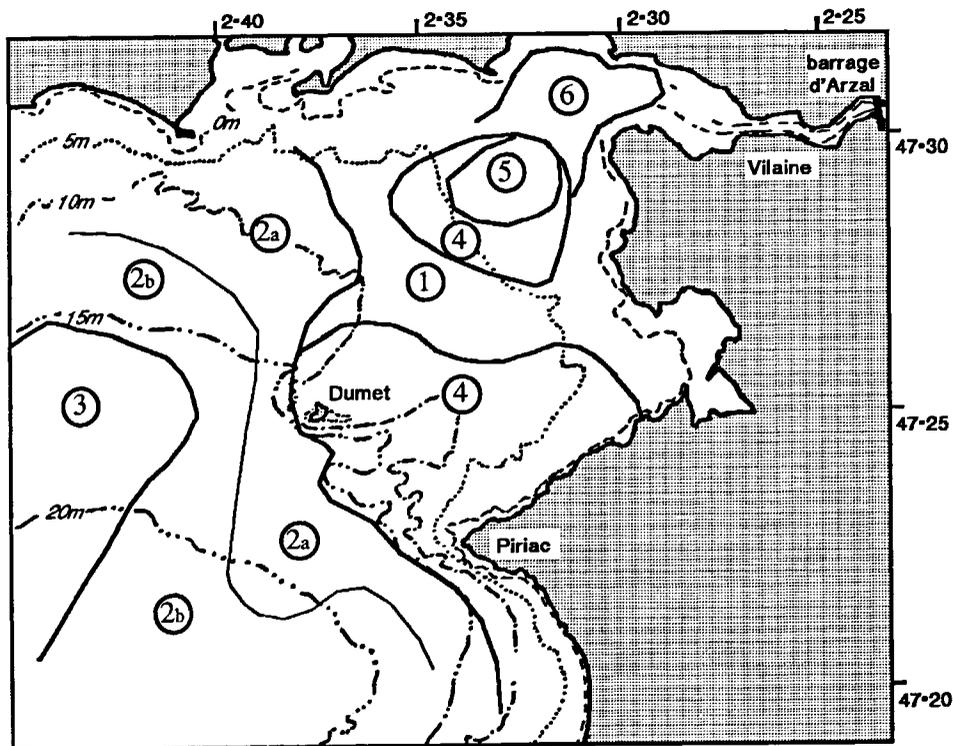


Figure 3

Distribution spatiale des unités de peuplements macrozoobenthiques.

- (1) Vases sableuses à *Ampelisca spinimana*
- (2) Vases à *Sternaspis scutata* - *Nucula turgida*
- (2a) faciès à *Amphiura filiformis*
- (2b) faciès à *Labidoplax digitata*
- (3) Vases à *Haploops tubicola*
- (4) Sables hétérogènes envasés à *Lanice conchylega*
- (5) Sables fins envasés à *Nephtys hombergii* - *Glycera convoluta*
- (6) Vases à *Nephtys hombergii*

Spatial distribution of the macrozoobenthic community units.

- (1) *Ampelisca spinimana* sandy muds
- (2) *Sternaspis scutata* - *Nucula turgida* muds
- (2a) *Amphiura filiformis* mud facies
- (2b) *Labidoplax digitata* mud facies
- (3) *Haploops tubicola* muds
- (4) *Lanice conchylega* muddy heterogeneous sands
- (5) *Nephtys hombergii* - *Glycera convoluta* muddy sands
- (6) *Nephtys hombergii* muds

A l'exception du peuplement des vases de l'embouchure, les unités de la baie de Vilaine correspondent à des peuplements décrits dans des écosystèmes benthiques voisins dans lesquels n'ont pas été enregistrés de phénomènes d'hypoxie ou d'anoxie des eaux de fond. Leur richesse spécifique et leur diversité élevée, l'absence des Polychètes opportunistes *Scolelepis fuliginosa* ou *Capitella capitata* (Pearson et Rosenberg, 1978) traduisent davantage des conditions de bon renouvellement de l'eau du fond en oxygène et d'apports organiques modérés malgré le caractère eutrophisé du site. Ces caractéristiques biologiques sont par contre en bonne concordance avec les conditions d'oxydo-réduction du sédiment. En effet, les vases de la baie, à la différence des vases situées au contact de l'estuaire, sont oxydées sur la totalité de l'épaisseur de sédiment échantillonnée. Ces conditions d'oxydo-réduction rappellent celles des sédiments très profonds étudiés par Fichez (1990). Selon cet auteur, elles traduisent une faible consommation en oxygène et un faible flux de matière organique. Dès lors, les processus de dégradation ne concerneraient qu'une faible partie de la matière organique, la plus grande partie étant supposée réfractaire et inutilisable par le benthos (Wilson *et al.*, 1985 ; Grant et Hargrave, 1987) limitant d'autant la consommation en oxygène à l'intérieur du sédiment. Cette hypothèse rejoint l'idée selon laquelle les conditions anoxiques de ce type

d'écosystème ne sont pas causées par le benthos mais par la respiration et la dégradation du matériel phytoplanctonique qui sédimente (Chapelle, 1991).

Les déplétions en oxygène observées en baie de Vilaine sont rarement en deçà de 2 mg.l^{-1} (Merceron, 1987), concentration en oxygène considérée comme valeur seuil quant à un effet sur la benthofaune (Rosenberg, 1980). Ces indications permettent de penser que les hypoxies sont insuffisamment accentuées ou trop limitées dans le temps pour dégrader de manière durable la qualité de l'habitat sédimentaire et être intégrées par la macrofaune benthique. Cette dernière ne révèle pas de signes d'altération trois ans après les mortalités de 1982. Il n'en demeure pas moins qu'à l'échelle d'une vingtaine d'année les caractéristiques biosédimentaires ont évolué (Glémarec *et al.*, 1986 ; Le Bris, 1988) en raison notamment de modifications hydrologiques liées aux aménagements des estuaires de la Vilaine et de la Loire, d'une part, et d'une augmentation significative des rejets de nitrates (SRAE, 1984), d'autre part. Il est très vraisemblable que l'accroissement de la production primaire, engendré par l'augmentation de l'apport de nutriments, a favorisé le développement des espèces suspensivores phytoplanctonophages. En effet, le caractère abrité de la baie, sa faible profondeur, les apports de nutriments et la petite taille des suspensivores (*Haploops tubicola*, *Amphiura filiformis*, etc.) correspondent parfaitement au

cas de figure théorique défini par Officer *et al.*, (1982) dans lesquels les populations de filtreurs exercent un contrôle sur les populations phytoplanctoniques. Ainsi les vases à *Haploops tubicola* dont l'aire de répartition était restreinte à l'ouest du domaine d'étude (Glémarec, 1969) se seraient pour cette raison étendues vers le centre de la baie (Glémarec *et al.*, 1986).

Le suivi de la macrofaune, du potentiel d'oxydo-réduction et des caractéristiques (fractions réfractaire et labile) de la matière organique des vases de la baie pourrait constituer un outil de vigilance utile pour déceler d'éven-

tuels déséquilibres ou dérives dues à l'eutrophisation progressive de cet écosystème.

Remerciements

Ces travaux ont fait l'objet d'un soutien financier de la région Bretagne. Nous remercions l'équipage du navire océanographique CNRS « *Côtes d'Aquitaine* » pour son aide ainsi que E. Hussenot et C. Offredo pour leur assistance en mer comme à terre.

RÉFÉRENCES

- Byers S.G., E.L. Mills, P.L. Stewart (1976). A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments with suggestions for a standard method. *Hydrobiologia* **58**, 43-47.
- Cabioch L. (1968). Contribution à la connaissance des peuplements benthiques de la Manche occidentale. *Cah. Biol. Mar.* **9**, 493-720.
- Cabioch L., R. Glaçon (1975). Distribution des peuplements benthiques en Manche orientale, du Cap d'Antifer à la Baie de Somme. *C. R. Acad. Sci.* **285**, D, 209-212.
- Chapelle A. (1991). Modélisation d'un écosystème marin côtier soumis à l'eutrophisation : la baie de Vilaine (sud-Bretagne). Étude du phytoplancton et du bilan en oxygène. *Thèse de doctorat d'Océanologie Biologique, Université de Paris VI*, 201 p.
- Chassé C., M. Glémarec (1976). Principes généraux de la classification des fonds pour la cartographie biosédimentaire. *J. Rech. Océanogr.* **1**, 1-12.
- Clément J.C. (1987). Impact des conditions hydrologiques et nutritionnelles sur l'évolution de la production primaire de la baie de Vilaine. Synthèse des données acquises sur la période 1982-1985. *Cahiers du Mor Bras* **21**, 268 p.
- Daget J. (1979). *Les modèles mathématiques en écologie*. Masson Ed. Paris, 172 p.
- Dajoz R. (1971). *Précis d'écologie*. Dunod Ed. Paris, 434 p.
- Dauvin J.C. (1984). Dynamique d'écosystèmes macrobenthiques des fonds sédimentaires de la baie de Morlaix et leur perturbation par les hydrocarbures de l'« Amoco-Cadiz ». *Thèse Doctorat d'Etat, Université Paris VI*, 468 p.
- De Nadaillac G., M. Breton (1986). Les courants en baie de Vilaine. Synthèse des résultats. *Cahiers du Mor Bras* **20**, 1-34.
- Fichez R. (1990). Absence of redox potential discontinuity in dark submarine cave sediments as evidence of oligotrophic conditions. *Estuar. coast. Shelf Sci.* **31**, 875-881.
- Gentil F. (1976). Distribution des peuplements benthiques en baie de Seine. *Thèse 3^e Cycle, Université Paris VI*, 70 p.
- Glémarec M. (1964). Bionomie benthique de la partie orientale du Golfe du Morbihan. *Cah. Biol. Mar.* **5**, 33-96.
- Glémarec M. (1969). Les peuplements benthiques du plateau continental Nord-Gascogne. *Thèse Doctorat d'Etat, Université Paris*, 167 p.
- Glémarec M., H. Le Bris, C. Le Guellec (1986). Modifications des écosystèmes des vasières côtières du sud-Bretagne. *Hydrobiologia* **142**, 159-170.
- Grant J., B.T. Hargrave (1987). Benthic metabolism and the quality of sediment organic carbon. *Biological Oceanography* **4**, 243-263.
- Hily C. (1976). Écologie benthique des pertuis charentais. *Thèse 3^e cycle, Université Bretagne Occidentale, Brest*, 136 p.
- Hily C. (1983). Modifications de la structure écologique d'un peuplement de *Melinna palmata* (Annélide Polychète) soumis aux effluents urbains et industriels en Rade de Brest. *Ann. Inst. Oceano-gr.* **59**, 37-56.
- Hily C. (1984). Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hyper-trophiques de la rade de Brest. *Thèse Doctorat d'Etat, Université Bretagne Occidentale, Brest*, 696 p.
- Kerdreux M., M. Merceron, P. Le Hir, M. Breton (1986). Suivi de flotteurs dans la zone Loire-Vilaine. *Rapport IFREMER/DERO-86.30-EL*, 29 p.
- Le Bris H. (1988). Fonctionnement des écosystèmes benthiques côtiers au contact d'estuaires : la rade de Lorient et la baie de Vilaine. *Thèse de doctorat d'Océanologie Biologique, Université de Bretagne Occidentale, Brest*, 311 p.
- Lebart L., A. Morineau, J.P. Fenelon (1982). *Traitement des données statistiques*. Dumod Ed. Paris, 510 p.
- Maurer D., W. Leathem, P. Kinner, J. Tinsman (1979). Seasonal fluctuations in coastal benthic invertebrates assemblages. *Estuar. Coastal. Mar. Sci.* **8**, 181-193.
- Merceron M. (1987). Mortalités de poissons en baie de Vilaine (Juillet 1982). Causes. Mécanismes. Propositions d'action. *DERO.87.14.EL*, 100 p.
- Mora J., M. Planas, R. Silva (1989). Impacto de la contaminación organica en la ensenada de Lourizan (Proyecto escorp). I. El medio físico y la macrofauna bentónica. *Cah. Biol. Ma.* **30**, 181-199
- Officer C.B., R.B. Biggs, J.L. Taft, L.E. Cronin, M.A. Tyler, W.R. Boynton (1984). Chesapeake bay anoxia : origin, development and significance. *Science* **223**, 22-27.
- Officer C.B., T.U. Smayda, R. Manor (1982). Benthic filter feeding a natural eutrophication control. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **9**, 203-210.
- Pearson T.H., R. Rosenberg (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* **16**, 229-231.
- Retière C. (1979). Contribution à l'étude des peuplements benthiques du golfe normanno-breton. *Thèse Doctorat d'Etat, Université Rennes*, 370 p.
- Rosenberg R. (1980). Effect of oxygen deficiency on the benthic macrofauna in fjords. In : *Fjord Oceanography*. Ed. H.J. Freeland, D.M. Fauna et C.D. Levings. Plenum Pub. Corp. New-York, 499-513.
- Rossignol-Strick M. (1985). A marine anoxic event on the Brittany coast, July 1982. *Journ. Coast. Res.* **1**, 11-20.
- Salomon J.C., P. Lazure (1988). Étude par modèle mathématique de quelques aspects de la circulation marine entre Quiberon et Noirmoutier. *Rapport IFREMER/DERO-88.26-EL*, 104 p.
- Santos S.L., J.M. Simon (1980). Response of sand-bottom benthos to annual catastrophic disturbance in a south Florida estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **3**, 347-455.

Souplet A., J.M. Dewarumez (1980). Les peuplements benthiques du littoral de la région de Dunkerque. *Cah. Biol. Mar.* **21**, 23-39.

SRAE (Service Régional d'Aménagement des Eaux) Bretagne (1984). Qualité des eaux du bassin versant de la Vilaine et de la retenue d'Arzal. *Cahiers du Mor Bras* **2**, 1-34.

Westernhagen H.V., Dethlefsen V. (1983). North sea oxygen deficiency 1982 and its effects on the bottom fauna. *Ambio* **12**, 5, 264-266.

Wilson J.O., I. Valiela, T. Swan (1985). Sources and concentrations of vascular plant material in sediments of Buzzards Bay, Massachusetts, USA. *Mar. Biol.* **90**, 129-138.
