

Organisation spatiale des peuplements macrozoobenthiques subtidaux d'un estuaire de la côte atlantique marocaine : l'estuaire du Bou Regreg

Essediya CHERKAOUI¹, Abdellatif BAYED² et Christian HILY^{3*}

(1) *Ecole Supérieure de Technologie, Université Mohammed V - Agdal, Avenue le prince héritier Sidi Mohammed, BP 227, 11000 Salé, Maroc.*

(2) *Institut Scientifique, Université Mohammed V - Agdal, Unité d'Océanologie Biologique, Avenue Ibn Batouta, BP 703, Agdal, 10106 Rabat, Maroc.*

(3) *Institut Universitaire Européen de la Mer, Université de Bretagne Occidentale, Technopôle Brest Iroise, 29280 Plouzané, France.*

* *Correspondance: Fax: (33) 2 98498645 - E-mail: christian.hily@univ-brest.fr*

Résumé : Sur la côte atlantique marocaine, l'estuaire du Bou Regreg a subi de nombreux impacts anthropiques en rapport avec le développement des villes de Rabat et Salé sur ses rives et l'installation d'un barrage en 1974. Les objectifs de ce travail étaient de faire un premier bilan écologique de l'écosystème subtidal de l'oued après la réalisation du barrage, et d'établir un point zéro (de mars 1998 à janvier 1999) avant la mise en place d'un vaste plan d'aménagement de l'ensemble du secteur. Les résultats des analyses hydrologiques mettent en évidence un déplacement des fronts halins vers l'amont. D'un point de vue faunistique, une analyse multivariée a mis en évidence trois peuplements qui se relaient sur un gradient aval – amont, contrôlé non par le type de sédiment mais par l'ensemble des facteurs hydrologiques, exprimé par la distance à l'embouchure : (1) en aval un peuplement marin à *Haustorius arenarius* constitué de deux assemblages, l'un à *Gastrosaccus spinifer* et l'autre à *Solen marginatus* ; (2) un peuplement à *Cerastoderma edule* caractérisé par une diversité spécifique élevée, dominé par des espèces tolérantes à la surcharge organique ; (3) un peuplement de type estuarien à *Scrobicularia plana*. Les indices biotiques montrent que cet estuaire est un milieu déséquilibré sur sa totalité à l'exception de l'embouchure. La comparaison de ces résultats avec ceux obtenus avant la construction du barrage, montre que les mêmes peuplements sont encore présents mais qu'ils ont subi des changements de structure et de répartition spatiale avec une extension vers l'amont des espèces marines.

Abstract: *Spatial organization of the macrobenthos in the Bou Regreg estuary, Moroccan Atlantic coast.* On the Moroccan Atlantic coast, the Bou Regreg estuary has been disrupted by many human activities since more than 30 years, in relation with the extension of Rabat and Salé cities on its strands and especially the installation upstream of a dam in 1974. The aims of this work, realized from March 1998 to January 1999, were to establish a first ecological assessment of the subtidal ecosystem of the estuary after the achievement of the dam, before the establishment of a large development of the area. The results of hydrological analyses showed an upstream shifting of salinity in comparison with the previous situation. Multivariate analyses showed three communities successively distributed from the sea to the upper part of the estuary. The hydrological factors expressed by the distance from the mouth of the estuary seem to be the main factors that controlled the three macrozoobenthic communities, from downstream to upstream respectively: (1) the *Haustorius arenarius* community, composed of two assemblages dominated respectively by *Gastrosaccus spinifer* and *Solen marginatus*; (2) the *Cerastoderma edule* community, characterized by a high species richness, dominated by tolerant species with opportunistic ones, indicating a strong organic matter impact; (3) the *Scrobicularia plana* community that characterizes estuarine environmental conditions. Biotic indices values, using ecological groups of macrofauna species, indicated that this estuary is globally unbalanced, excepted at the mouth part. A comparison with the situation before the construction of the dam in

1974 showed that the three main communities are still present, but that their structure and relative extension have been strongly modified.

Keywords: Communities, Biotic indices, Macrobenthos, Bou Regreg estuary, Moroccan Atlantic coast

Introduction

Rompant la linéarité des côtes atlantiques marocaines, l'oued Bou Regreg et son bassin versant constituent un milieu naturel exceptionnel ayant favorisé l'implantation de populations humaines et le développement d'activités socio-économiques qui ont fragilisé les habitats naturels. Les deux villes de Rabat et Salé de part et d'autre de ses rives totalisent plus de 1,6 millions d'habitants. La réalisation du barrage de Sidi Mohammed Ben Abdellah en 1974, à 23 km de l'embouchure, a modifié complètement le régime hydrologique et la qualité des eaux de l'estuaire. Celui-ci a fait l'objet de plusieurs études depuis 1926, dont la plupart portent sur l'écologie et la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux (Bœuf, 1941). Seuls les travaux d'Elkaïm (1972, 1974, 1976) ont approché le niveau des peuplements benthiques. Près de 70 % de ces travaux ont été réalisés après la construction du barrage entre 1976 et 1998 (Elkaïm, 1976 ; Gillet, 1986 ; RED, 1991 ; Lemine, 1993 ; ONEP, 1996). Ces études ont révélé la dégradation du site avec un niveau de pollution, surtout microbiologique, en rapport avec l'absence de crues et la multiplication des rejets qui se déversent dans cet estuaire. Les organismes benthiques sont affectés puisqu'une contamination métallique et bactériologique a été mise en évidence chez des Polychètes (Gillet, 1987) et des Mollusques (Cheggour, 1999).

Actuellement, l'estuaire fait l'objet d'un projet d'aménagement entrant dans le cadre du Programme des Villes Propres qui a pour objectif de faire de l'estuaire du Bou Regreg un trait d'union entre les deux villes de Rabat et Salé.

Les objectifs de ce travail étaient d'établir l'état des peuplements macrozoobenthiques de l'écosystème subtidal après la réalisation du barrage, ces résultats constituant de fait le point zéro avant la mise en place du plan d'aménagement. Cette étude a été réalisée de mars 1998 à janvier 1999.

Matériel et méthodes

Caractéristiques générales du site

L'estuaire du Bou Regreg est situé sur la côte atlantique marocaine entre Rabat et Salé à 34°00'N et 6°50'W (Fig. 1). Sa longueur est de 23 km et sa largeur moyenne est de 150 m ; il est orienté globalement perpendiculairement à la côte dans une direction SE-NW. L'estuaire présente en amont un aspect de vallée encaissée, bordée de hauts plateaux. Dans sa partie aval (à partir de la station 8 de l'échantillonnage), l'encaissement disparaît et l'estuaire traverse

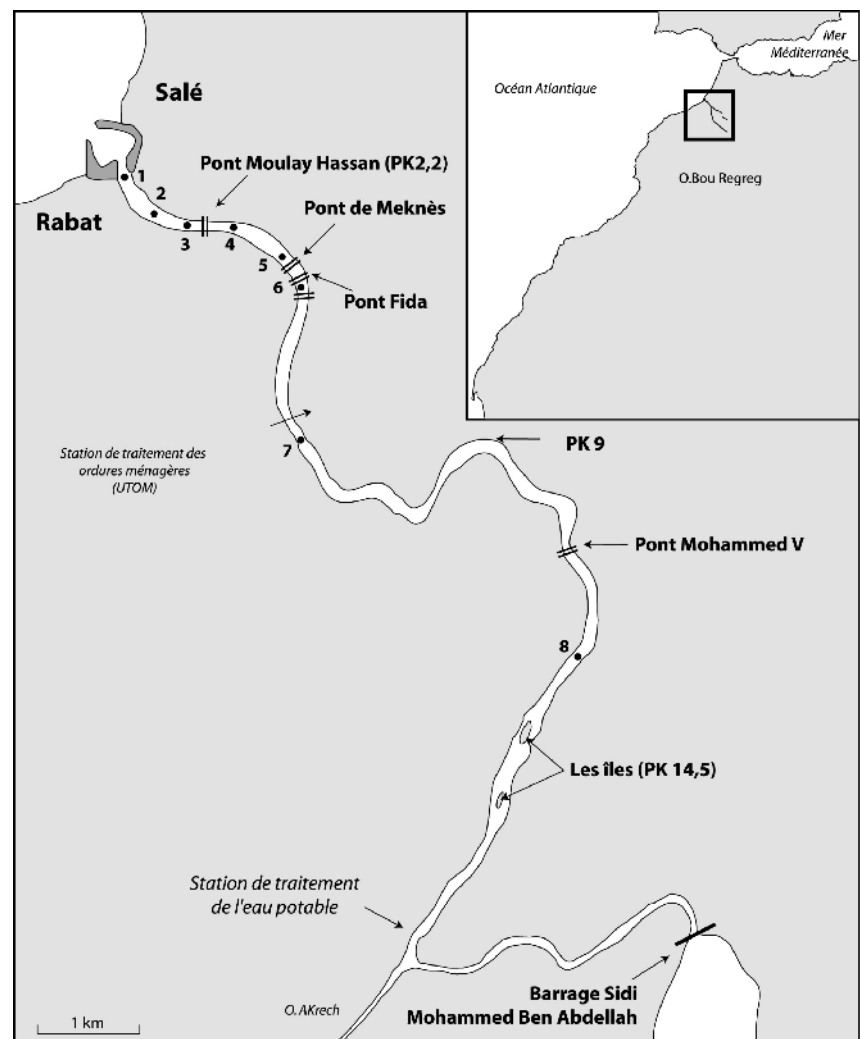


Figure 1. Localisation géographique de l'estuaire du Bou Regreg et des stations d'échantillonnage (1 à 8).

Figure 1. Geographic location of the Bou Regreg estuary and sampling stations (1 to 8).

une plaine alluviale dans laquelle il décrit de nombreux méandres. Cette plaine se trouve remplacée à environ 4 km de l'embouchure par la zone périurbaine et urbaine. Enfin viennent les deux plages sableuses de Rabat et de Salé, protégées de l'action de l'océan par deux digues, constituant les parties terminales de l'estuaire.

Les villes de Rabat et Salé génèrent des activités socio-économiques et récréatives qui influencent la qualité physico-chimique des eaux de l'estuaire. Ainsi, les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles, provenant des quartiers bordant les deux rives de l'estuaire et de l'exploitation de carrières dans la partie amont de la vallée, augmentent les apports sédimentaires terrigènes. L'unité de traitement des ordures ménagères située sur la rive droite rejette des déchets solides en plus du lixiviat. Les eaux des lâchers de la retenue du barrage qui surviennent de façon apériodique sont caractérisées par un taux d'oxygène faible. Enfin, les effluents de la station de traitement de l'eau potable rejettent dans l'oued des eaux chargées de matières en suspension.

Après la construction d'un barrage en 1974 sur l'oued Bou Regreg à 23 km de son embouchure, l'action de la marée au niveau de l'estuaire est devenue plus forte car le débit fluvial s'est beaucoup réduit, l'estuaire se trouvant alimenté uniquement par un affluent (oued Akrech) avec un débit très faible (débit moyen de $0,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à la fin du printemps) (Cheggour, 1999). L'écosystème estuarien s'est transformé progressivement en un 'bras de mer' subissant le va-et-vient de la marée dont l'action se fait sentir jusqu'à la base du barrage. Le volume total d'eau circulant dans l'estuaire varie entre $22\,046.10^3 \text{ m}^3$ à pleine mer et 724.10^3 m^3 à basse mer (Cheggour, 1999). La salinité montre un gradient décroissant aval-amont avec une valeur de 14 au niveau de la confluence oued Bou Regreg-oued Akrech (Lemine, 1993), alors qu'avant la construction du barrage la salinité à ce niveau ne dépassait pas 2 (Elkaïm, 1972). L'année 1998 a été peu humide avec des précipitations annuelles de 291 mm inférieures à la moyenne annuelle (calculée sur 25 ans) de l'ordre de 585 mm (Gillet, 1986). La salinité montre généralement une variation de l'ordre de 1,7 entre saison sèche et saison humide (variation moyenne calculée pour la période 1992-1995 (Cheggour, 1999)).

Échantillonnage de la macrofaune

La stratégie retenue a tenu compte des contraintes liées au caractère particulier de l'estuaire. L'ensemble des prélèvements de la macrofaune devait être réalisé avec le même engin d'échantillonnage mais les faibles profondeurs de l'estuaire dans la partie amont empêchaient l'utilisation de bateau de taille compatible avec la mise en œuvre de bennes quantitatives. Les prélèvements ont donc été réalisés avec une drague conique proche de la drague Rallier du Baty (ouverture circulaire de 45 cm de diamètre, présence d'une lame de 25 cm de large pénétrant dans le sédiment). La poche utilisée (mailles d'ouverture maximale de 1 mm de

côté) recueille environ 20 dm^3 de sédiment. Cette drague convient en outre parfaitement pour les fonds vaseux, sableux ou graveleux. La durée de prélèvement a été constante à chaque station (une minute pour une même vitesse de l'embarcation), ce qui permet un traitement semi-quantitatif des échantillons récoltés. L'objectif de cette étude étant d'obtenir une image moyenne de la distribution spatiale des sédiments et des peuplements associés, la variabilité saisonnière a été intégrée en regroupant pour chaque station les échantillons de six campagnes bimestrielles réparties entre mars 1998 et janvier 1999. De l'aval vers l'amont, huit stations (numérotées de 1 à 8) sont réparties sur les 12,5 premiers kilomètres. Au-delà, l'estuaire est très étroit et très homogène, équivalent à la station 8.

Le tamisage a été effectué sur place sur un tamis de 1 mm^2 de vide de maille. Le refus est fixé au formol 8 %. Au laboratoire, le refus est trié et la faune est isolée puis identifiée et comptée.

Analyse des facteurs du milieu

Chaque prélèvement de faune a été accompagné d'un prélèvement de sédiment en vue d'analyse granulométrique et d'estimation de la charge organique totale par la méthode de perte au feu (six heures au four à 650°C). 100 à 250 g de sédiment sont dessalés à l'eau douce et les pélites séparés sur un tamis de 63 μm , puis ce sédiment est séché à 60°C et tamisé sur une série de 16 tamis AFNOR (63 à 2000 μm). En tenant compte des trois fractions : pélites ($\varnothing < 63 \mu\text{m}$), sables fins ($63 \mu\text{m} < \varnothing < 500 \mu\text{m}$) et sables grossiers et graviers ($500 \mu\text{m} < \varnothing < 2000 \mu\text{m}$), le prélèvement est placé sur le diagramme triangulaire de Shepard (1954), chaque station étant représentée par les valeurs moyennes des trois fractions selon la classification de Chassé & Glémarec (1976). Le classement du sédiment est estimé par l'indice de Trask (1932), $S_0 = [Q_3/Q_1]^{1/2}$ (1^{er} quartile Q_1 : abscisse dont l'ordonnée est égale à 25 % du poids du sédiment et 3^e quartile Q_3 : abscisse dont l'ordonnée est égale à 75 % du poids du sédiment).

À chaque station, la salinité, la conductivité, la température, le pH et la turbidité sont mesurés sur le terrain à l'aide d'appareils de mesures spécifiques. Les chlorures et les phosphates ont été déterminés selon les méthodes usuelles (Rodier, 1996) sur des échantillons d'eau ramenés au laboratoire.

Analyse des données biologiques

Les unités de peuplements macrobenthiques ont été caractérisées à l'aide d'analyses multivariées. Dans une première étape, une classification ascendante hiérarchique est réalisée en calculant la distance du Chi-2 inter-stations et en groupant les stations par la moyenne des distances pondérées (Lebart et al., 1982). Sur la même matrice, une analyse factorielle des correspondances (Benzecri, 1973) a été ensuite appliquée. Chaque peuplement identifié a été ensuite carac-

térisé par sa richesse spécifique, son abondance, et l'indice FDM (produit de la fréquence et de la dominance moyenne). La structure interne de chaque peuplement a été approchée par l'indice de diversité (H') de Shannon & Weaver (1963) et par l'équitabilité (J') de Pielou (1966).

• $H' = -\sum (P_i \times \log_2 P_i)$, avec $P_i = N_i/N$; H' = indice de diversité de Shannon-Weaver ; S = nombre d'espèces contenues dans un échantillon ; P_i = dominance de l'espèce i ; N_i = effectif de l'espèce i dans l'échantillon ; N = effectif total de l'échantillon.

• $J' = H' / \log_2 (S)$

La structure trophique des peuplements a été estimée selon les critères proposés par Hily (1984) et Dauvin (1988) : un type d'activité alimentaire est attribué à chaque espèce en fonction de ses caractéristiques morphologiques et étho-écologiques (morphologie des organes collecteurs des aliments, mode d'utilisation de ces organes, nature et origine des aliments, position de l'animal par rapport à l'interface eau-sédiment) (Bachelet, 1981 ; Grall & Glémarec, 1997 ; Hily & Bouteille, 1999 ; Afli & Glémarec, 2000). Les différentes catégories trophiques des espèces benthiques sont données dans le tableau 1.

L'état de perturbation de ces peuplements a été estimé en utilisant, d'une part le modèle des groupes écologiques de Hily (1984) mis au point en rade de Brest et d'autre part le coefficient biotique de Borja et al. (2000) qui est déduit du premier modèle, adapté de Grall & Glémarec (1997). Le modèle de Hily (1984) consiste à classer les espèces en 5 groupes écologiques de "polluo-sensibilité" différentes :

- Groupe I : espèces sensibles
- Groupe II : espèces indifférentes à une hypertrophisation
- Groupe III : espèces tolérantes à une hypertrophisation
- Groupe IV : espèces opportunistes de second ordre
- Groupe V : espèces opportunistes de premier ordre

Le modèle de Borja et al. (2000) reprend ces groupes écologiques et permet de calculer un Coefficient Biotique (BC) établi comme suit :

$$BC = [(0 \times \%GI) + (1,5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4,5 \times \%GIV) + (6 \times \%GV)]/100$$

Ce coefficient varie de 0 à 6 et permet de définir l'Indice Biotique (IB) (Tableau 2). Chacune des espèces rencontrées est placée dans un groupe écologique en accord avec les données obtenues pour cette espèce par différents auteurs dans plusieurs sites européens.

Tableau 1. Classification des différents groupes trophiques établie selon la nature, la taille et l'état de la nourriture ingérée.

Table 1. Trophic groups classification based on the nature, size and state of the ingested food.

Groupes trophiques	Environnement	Nature de la nourriture	Etat de la nourriture	Rapport de taille
Carnivores (C)	Indifférent	Animale	Vivant	Macrophage
Nécrophages (N)	Indifférent	Animale	Mort	Macrophage
Herbivores (H)	Interface eau-sédiment	Végétale	Vivant	Macrophage
Détritivores (Dt)	Interface eau-sédiment	Végétale	Mort	Macrophage
Suspensivores (S)	Colonne d'eau	Mixte	Mixte	Microphage
Déposivores de surface (Ds)	Interface eau-sédiment	Mixte	Mixte	Microphage
Déposivores de subsurface (L)	Sédiment	Mixte	Mixte	Microphage
Microbrouteurs (μB)	Interface eau-sédiment	Mixte	Vivant	Microphage

Tableau 2. Concordance entre coefficients et indices biotiques et état de santé des communautés d'après le modèle de Borja et al. (2000).

Table 2. Concordance between Biotic coefficients and biotic indices, and the state of the communities according to the model of Borja et al. (2000).

Etat du site	Coefficient Biotique (BC)	Indice Biotique (IB)	Groupes écologiques dominants	Etat de santé des communautés
Non pollué	$0,0 < BC < 0,2$	0	I	Normal
Non pollué	$0,2 < BC < 1,2$	1		Appauvri
Légèrement pollué	$1,2 < BC < 3,3$	2	III	Déséquilibré
Moyennement pollué	$3,3 < BC < 4,3$	3		Vers une situation polluée
Moyennement pollué	$4,3 < BC < 5,0$	4	IV-V	Polluée
Fortement pollué	$5,0 < BC < 5,5$	5		Vers une situation très polluée
Fortement pollué	$5,5 < BC < 6,0$	6	V	Très polluée
Extrêmement pollué	Azoïque	7	Azoïque	Azoïque

Résultats

Caractéristiques sédimentaires

Le taux moyen de matière organique du sédiment varie de 2,58 % (station 1) à 6,56 % et 6,87 % respectivement aux stations 3 et 4 (Tableau 3). Les taux de pélites et de matière organique totale montrent la même variation de l'aval vers l'amont de l'estuaire.

Tableau 3. Quelques caractéristiques granulométriques du sédiment des stations subtidales de l'estuaire du Bou Regreg (Md : médiane granulométrique ; IT : indice de tri de Trask ; MOT : matière organique totale) avec indication des valeurs maximales (max), minimales (min), moyennes (moy) et écarts-types (SD).

Table 3. Some granulometrical characteristics of the subtidal sediment of Bou Regreg estuary (Md: median grain size; IT: Trask Index; MOT: total organic matter with indication of minimal (min) and maximum (max) values, average (moy) and standard deviation (SD) values.

Stations	Type de sédiment	Md (mm) min. - max.	IT min. - max.	MOT (%) moy. $\pm$ SD
1	Sable fin	< 63 – 300	1,28 - 1,52	2,58 $\pm$ 0,41
2	Vase sableuse	110 – 300	1,09 - 1,34	2,68 $\pm$ 0,57
3	Sable fin envasé	< 63 – 190	1,07 - 1,52	6,56 $\pm$ 2,78
4	Sable fin envasé	125 – 400	1,34 - 1,56	6,87 $\pm$ 2,47
5	Sable fin	< 63 – 400	1,25 - 1,90	3,14 $\pm$ 0,51
6	Sable hétérogène	< 63 – 180	2,23 - 3,53	3,90 $\pm$ 1,30
7	Sable fin envasé	< 63 – 200	1,04 - 1,10	5,21 $\pm$ 2,01
8	Sable hétérogène	< 63 – 350	1,37 - 1,53	3,12 $\pm$ 0,62

Le diagramme triangulaire de Shepard (Fig. 2) permet d'identifier quatre types sédimentaires :

Sables fins (SF) (stations 1 et 5). Le taux de pélites y varie de 0,2 % (station 1) à 5,7 % (station 5) et les valeurs maximales de l'indice de Trask sont de 1,5 (station 1) et de 1,9 (station 5).

Sables fins envasés (SFV) (station 2). Le taux moyen des pélites y est de 10,2 % et le sédiment y est bien classé.

Vases sableuses (VS) (stations 3, 4 et 7). Le taux de sables grossiers et graviers ne dépasse jamais 10 %. Les teneurs en

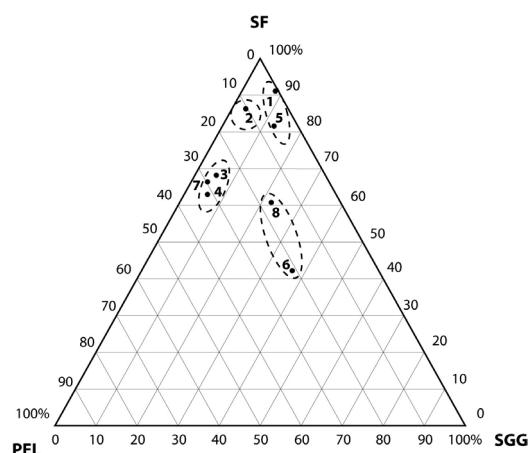


Figure 2. Positionnement moyen des stations dans le diagramme triangulaire de Shepard. Chaque point représente le barycentre du nuage des prélèvements temporels réalisés à chaque station, pélites (PEL), sables fins (SF), sables grossiers et graviers (SGG).

Figure 2. Average positioning of the stations in the triangular diagram of Shepard. Each point represents the barycentre of the cloud of the temporal samples taken at each station, silts (PEL), fine sands (SF), coarse sands and gravels (SGG).

pélites varient de 31,0 % (station 4) à 26,5 % (station 3). La valeur de l'indice de Trask montre que ces sédiments sont bien classés.

Sables hétérogènes (SH) (stations 6 et 8). La proportion de sables grossiers et graviers peut y dépasser 40 %. Les médianes granulométriques moyennes sont de 546 μm (station 6) et 307 μm (station 8). La partie grossière du sédiment est formée principalement de galets et de coquilles à la station 6, de tubes calcaires de Polychètes à la station 8.

Caractéristiques hydrologiques

A partir de l'embouchure de l'estuaire, la salinité moyenne diminue de 34 (station 1) à 17 (station 8). La conductivité moyenne varie dans le même sens, de 51 ms cm^{-1} à la station 1 à 24 ms cm^{-1} à la station 8 (Tableau 4). La température moyenne de l'eau montre un gradient inverse, les

Tableau 4. Valeurs annuelles moyennes des paramètres hydrologiques mesurés à basse mer ; moy. : moyenne ; SD : écart-type.

Table 4. Mean annual values of hydrologic factors measured at low tide; moy.: mean; SD: standard deviation.

Stations	pH		Température (°C)		Conductivité (ms cm^{-1})		Chlorures (mg l^{-1})		Phosphates (mg l^{-1})		Turbidité (N.T.U)		Salinité		Oxygène (mg l^{-1})	
	moy.	SD	moy.	SD	moy.	SD	moy.	SD	moy.	SD	moy.	SD	moy.	SD	moy.	SD
1	8,37	0,14	16,7	1,3	51,0	1,23	23,30	1,56	2,0	2,0	5,8	4,2	34,7	2,3	6,2	3,2
2	8,34	0,13	16,7	1,5	51,2	1,25	23,25	1,52	2,4	2,0	4,6	3,1	34,7	2,1	5,8	2,5
3	8,36	0,14	16,7	1,5	50,2	1,34	19,88	2,53	5,0	3,3	9,5	4,5	30,6	3,5	5,8	3,2
4	8,40	0,16	16,7	1,4	47,9	1,35	20,23	2,51	5,8	3,2	6,9	3,2	30,2	3,2	3,5	2,5
5	7,77	0,15	16,8	1,4	44,4	1,36	17,50	1,61	9,0	4,5	8,7	5,3	24,2	2,1	3,0	2,6
6	7,62	0,18	16,8	1,4	43,7	1,53	17,50	1,62	10,0	4,6	9,3	5,2	24,2	3,2	2,5	2,6
7	7,32	0,16	17,0	1,5	37,1	1,52	14,42	1,66	15,4	6,5	15,3	6,3	19,6	3,5	2,0	2,5
8	7,46	0,17	17,9	1,5	24,5	1,51	8,55	2,68	8,0	4,6	11,1	5,3	14,3	2,5	2,5	3,1

Tableau 5. Richesse spécifique totale par groupe zoologique et abondance moyenne avec écart-type et appartenance aux groupes trophiques des espèces récoltées dans chaque station (C : carnivores ; Ds : dépositives de surface, Dt : détritivores ; L : dépositives de subsurface ; N : nécrophages ; S : suspensivores, µB : microbrouleurs)
Table 5. Total species richness and mean abundance with standard deviation and trophic group of the species in each sampling station (C : predators; Ds: surface deposit feeders; Dt: detritic feeders; L: subsurface deposit feeders; N: scavengers; S: suspension feeders; µB: micro-grazers).

Espèces	Groupe trophique	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5	Station 6	Station 7	Station 8
Polychètes									
<i>Phyllodoce lumbrilaris</i>	C	--	--	0,17 (0,40)	--	--	1,00 (1,55)	0,33 (0,25)	--
<i>Lepidasthenia maculata</i>	C	--	--	0,17 (0,40)	--	--	--	--	--
<i>Glycera convoluta</i>	C	--	--	--	1,17 (2,86)	0,83 (1,60)	24,00 (6,93)	--	0,17 (0,40)
<i>Almaria romijn</i>	Ds	--	--	2,17 (1,52)	4,17 (3,6)	--	28,00 (10,95)	--	10,83 (12,65)
<i>Streblospio dekhuyzen</i>	Ds	0,17 (0,40)	--	1,17 (2,85)	17,00 (41,20)	8,17 (9,20)	146,00 (29,83)	122,00 (163,73)	33,00 (70,10)
<i>Polydora ciliata</i>	Ds	--	--	--	0,17(0,40)	--	--	4,33 (6,44)	0,50 (0,96)
<i>Scolecopsis mesnili</i>	Ds	0,17 (0,40)	--	--	--	--	--	--	--
<i>Scolecopsis sp.</i>	Ds	--	0,33 (0,80)	--	--	--	--	--	--
<i>Owenia fusiformis</i>	Ds	--	--	16,50 (22,51)	0,33 (0,82)	0,17 (0,40)	--	--	--
<i>Hediste diversicolor</i>	Dt	--	0,50 (0,80)	3,50 (5,39)	0,17 (0,40)	5,17 (10,7)	3,00 (1,222)	69,50 (44,85)	55,67 (147,14)
<i>Orbinia latreilli</i>	L	--	--	0,17 (0,40)	--	--	--	--	--
<i>Capitella capitata</i>	L	--	--	4,17 (0,40)	8,00 (16,7)	--	--	3,17 (2,79)	1,00 (2,16)
<i>Heteromastus filiformis</i>	L	--	--	0,17 (0,40)	0,17 (0,40)	--	--	--	--
<i>Lumbrineris impatiens</i>	L	--	--	0,50 (1,22)	--	--	2,00 (0,89)	--	--
<i>Pectinaria koreni</i>	L	--	--	1,00 (1,55)	0,17 (0,40)	2,17 (6,36)	--	--	--
<i>Mysta picta</i>	N	--	--	--	--	--	--	--	0,17 (0,40)
<i>Nephtys cirrosa</i>	N	1,67 (1,51)	1,17 (2,40)	--	--	--	--	--	--
<i>Nephtys hombergii</i>	N	--	--	2,17 (4,02)	1,17 (2,86)	0,17 (0,40)	6,00 (2,44)	--	--
<i>Serpula vermicularis</i>	S	--	--	0,17 (0,40)	--	--	1,00 (1,55)	--	--
<i>Branchionoma bombyx</i>	-	0,17 (0,40)	--	--	--	--	--	--	--
<i>Diopatra neapolitana</i>	-	--	--	--	--	--	--	--	--
Abondance totale		656,83		5,50 (7,64)	10,50 (23,30)	2,83 (2,56)	6,00 (1,41)	--	--
Nombre total d'espèces		21							
Crustacés									
<i>Crangon crangon</i>	C	--	0,17 (0,40)	--	--	--	--	--	--
<i>Crangon sp.</i>	C	--	--	0,17 (0,40)	--	--	--	--	--
<i>Cyathura carinata</i>	C	--	1,33 (3,27)	--	0,17 (0,40)	7,50 (5,67)	270,00 (62,92)	65,17 (103,13)	153,83 (210,45)
<i>Carcinus maenas</i>	C	--	--	0,17 (0,40)	--	0,33 (0,82)	6,00 (1,00)	0,17 (0,40)	3,83 (2,22)
<i>Palaemon sp.</i>	C	--	--	--	--	--	1,00	--	--
<i>Haustorius arenarius</i>	C	6,50 (8,78)	2,00 (3,16)	--	--	--	--	--	--
<i>Uca tangeri</i>	C	--	--	--	--	--	4,00 (1,60)	--	--
<i>Eurydice pulchra</i>	Dt	--	0,50 (0,70)	--	--	--	--	--	--
<i>Eurydice spinigera</i>	Dt	0,50 (0,71)	--	--	--	--	--	--	--
<i>Gammarus sp.</i>	Dt	--	0,17 (0,40)	--	--	--	--	--	--
<i>Melita palmata</i>	Dt	--	0,50 (1,22)	0,17 (0,40)	0,17 (0,40)	1,50 (0,71)	--	--	3,50 (5,76)
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	Ds	15,67 (28,27)	--	--	--	--	--	--	--
<i>Pagurus sp.</i>	N	--	--	--	--	0,17 (0,40)	--	--	--

Suite page suivante

Suite tableau 5
table 5 (continued)

Espèces	Groupe trophique	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4	Station 5	Station 6	Station 7	Station 8
<i>Eupagurus</i> sp	N	0,00	--	--	0,17 (0,40)	--	1,00	--	--
<i>Corophium orientale</i>	S	--	--	--	--	--	--	--	84,50 (69,12)
<i>Corophium volutator</i>	S	--	--	--	--	--	35,00 (17,38)	--	--
<i>Upogebia littoralis</i>	S	--	0,17 (0,40)	--	--	--	--	--	--
Abondance totale		631							
Nombre total d'espèces		17							
Mollusques									
<i>Nucula</i> sp.	Ds	--	--	0,17 (0,40)	--	--	--	--	--
<i>Hinia reticulatus</i>	N	--	0,17 (0,40)	9,17 (11,25)	--	--	--	--	--
<i>Natica vittata</i>	N	--	0,17 (0,40)	--	1,00 (1,67)	--	--	--	--
<i>Anomia ephippium</i>	S	--	--	0,33 (0,82)	--	--	--	--	--
<i>Cerastoderma edule</i>	S	1,00 (2,45)	0,83 (1,33)	405,00 (595,20)	148,17 (127,52)	75,83 (55,12)	1010,00 (348,66)	4,00 (6,51)	--
<i>Donax trunculus</i>	S	0,17 (0,40)	--	--	--	--	--	--	--
<i>Dosinia lupinus (exoleta)</i>	S	--	--	--	0,17 (0,40)	--	1,00 (0,40)	--	--
<i>Tapes decussatus</i>	S	--	--	0,67 (1,63)	0,67 (0,82)	0,50 (1,22)	--	--	--
<i>Solen marginatus</i>	S	--	9,33 (21,80)	3,00 (4,69)	2,50 (2,74)	--	--	--	--
<i>Scrobicularia plana</i>	S	--	0,17 (0,40)	61,83 (132,78)	26,17 (22,03)	39,50 (86,60)	40,00 (10,89)	576,50 (649,04)	349,83 (882,94)
<i>Hydrobia ulvae</i>	pB	--	--	--	0,33 (0,82)	--	--	--	--
Abondance totale		2768,17							
Nombre total d'espèces		11							
Autres groupes									
Poissons (sole)	C	--	--	--	--	--	--	0,17 (0,40)	--
Actinies	C	--	--	--	--	--	0,50 (1,22)	--	1,17 (2,86)
Némertes	L	--	--	--	--	0,33 (0,81)	--	--	0,67 (1,55)
Cirripèdes	S	--	--	0,30 (0,80)	--	--	--	--	--
Insectes Dolichopodidae	-	--	--	0,17 (0,40)	--	--	2,00	0,17 (0,40)	--
Abondance totale		5,47							
Nombre total d'espèces		5							

courants plus faibles en amont permettant une plus grande stabilité des masses d'eau et donc un plus grand échauffement par l'ensoleillement. Le pH montre un léger gradient décroissant de l'aval vers l'amont. L'oxygène dissous varie de 6 mg l⁻¹ à 2 mg l⁻¹ à basse mer, les valeurs les plus faibles sont enregistrées dans la partie moyenne de l'estuaire. La profondeur de l'estuaire reste assez faible, elle varie de 0,50 à 6 m. Au niveau de l'embouchure, il y a formation d'une barre sableuse sous l'action de l'hydrodynamisme marine.

Identification des peuplements de macrofaune benthique

Sur 54 espèces de la macrofaune identifiées dans les échantillons, 22 (40,7 %) sont des Polychètes, 16 (29,6 %) des Crustacés, et 11 (20,3 %) des Mollusques. C'est l'ordre inverse qui est observé en terme d'abondance relative : Mollusques (68 %), Crustacés (17 %) et Polychètes (15 %) (Tableau 5).

La classification ascendante hiérarchique (CAH) met en évidence deux groupes de stations (SS3, i.e. sous-ensemble subtidal 3 et SS4) (Fig. 3); les stations 1 (SS1) et 2 (SS2) restent isolées, mettant ainsi en évidence leurs fortes particularités bionomiques.

Les analyses factorielles des correspondances (AFC) ont été menées sur les mêmes données que pour la CAH, après élimination des espèces rares (récoltées une seule fois à une station donnée). Une première AFC a révélé la très forte contribution de *Gastrosaccus spinifer* (Goës, 1864) isolant la station 1 des autres stations : cette espèce a été placée en observation supplémentaire dans la seconde AFC. Les trois premiers axes factoriels totalisent alors 68 % de l'inertie totale. La projection des observations (stations) et des variables (espèces) sur le plan F1xF2 montre un effet Guttman (Fig. 3) et isole les mêmes groupes de stations que la CAH : SS1 (station 1) et SS2 (station 2) d'une part, SS3 (stations 3, 4, 5, 6) et SS4 (stations 7 et 8) qui se succèdent le long de l'axe F2 d'autre part. *Haustorius arenarius* (Slabber, 1769) (contribution relative à l'axe F1 de 31 %) s'oppose à *Cyathura carinata* (Krøyer, 1847) (5 %) et *Scrobicularia plana* (da Costa, 1778) (5,4 %).

Les coefficients de corrélation de rang de Spearman entre les coordonnées des stations aux axes factoriels F1 et F2 et les valeurs moyennes des facteurs du milieu (Bayed,

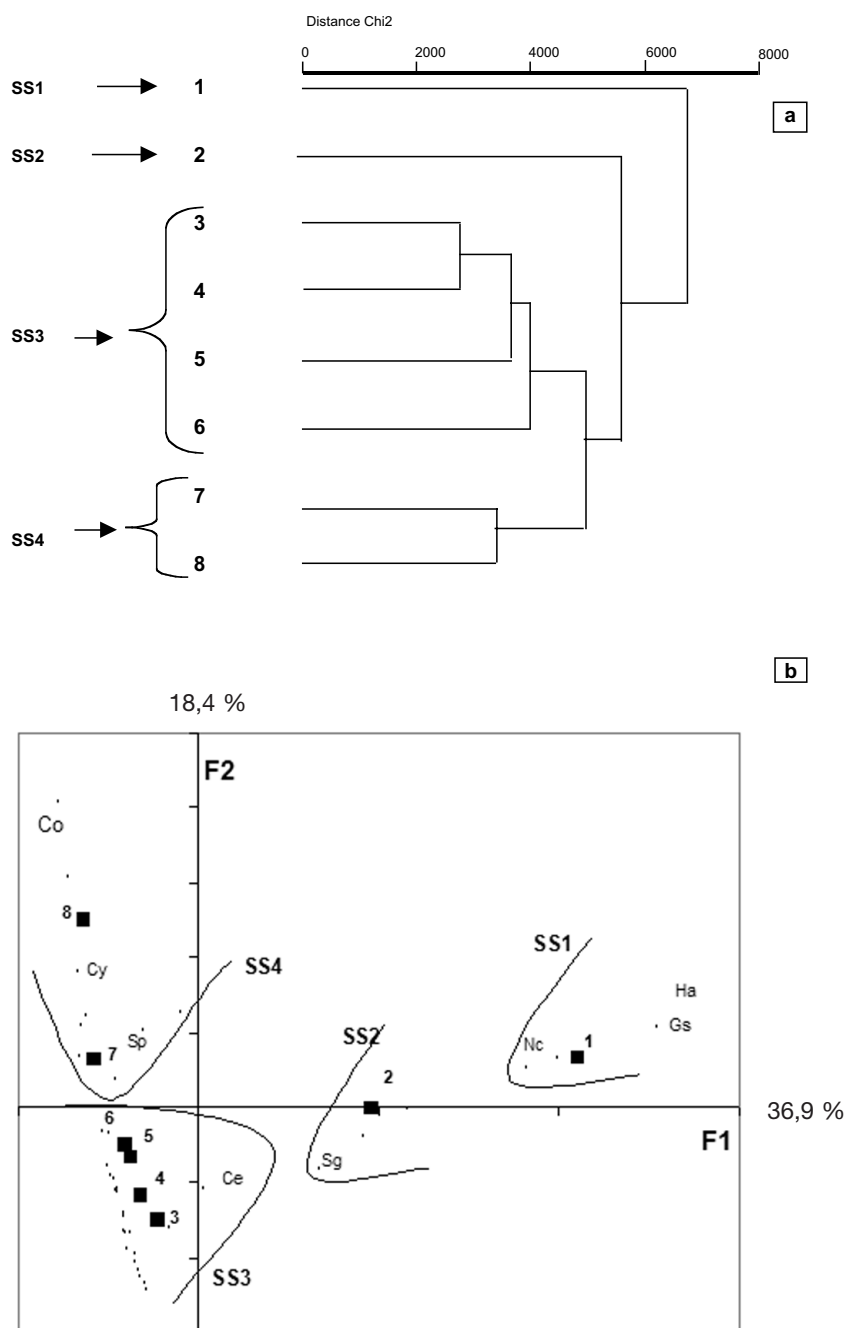


Figure 3. Analyses multivariées appliquées à la macrofaune benthique de l'estuaire du Bou Regreg, (a) Classification Ascendante Hiérarchique ; (b) Plan factoriel F1xF2 de l'Analyse Factorielle des Correspondances (carrés : stations ; points : espèces).

(Ce : *Cerastoderma edule*, Cy : *Cyathura carinata*, Co : *Corophium orientale*, Gs : *Gastrosaccus spinifer*, Ha : *Haustorius arenarius*, Nc : *Nephtys cirrosa*, Sp : *Scrobicularia plana*).

Figure 3. Multivariate analyses applied to the benthic macrofauna of the Bou Regreg estuary, (a) Hierarchical Ascending Classification, (b) Factorial plan F1xF2 of Correspondences Factorial Analysis (squares: stations; dots: species).

2003) pour chacune de ces stations (Tableau 6) montrent une corrélation significative ($p < 0,05$) entre l'axe F1 d'une part, et la distance par rapport à la mer, la salinité, la conductivité, le pH et la température, d'autre part.

Tableau 6. Corrélation de rang de Spearman entre les axes factoriels F1 et F2 de l'AFC et les facteurs du milieu (les valeurs écrites en gras sont des corrélations significatives à $p < 0,05$).

Table 6. Spearman's rank correlation between the F1 and F2 factorial axes of the correspondence factorial analysis and the environment factors (bold values are significant, $p < 0.05$).

Facteurs du milieu	F1	F2
Distance par rapport à la mer	1,00	-0,33
Taux moyen des pélites	-0,38	-0,35
Taux moyen des sables fins	0,45	0,005
Taux moyen des sables grossiers	-0,43	0,14
Taux moyen de matière organique	-0,26	-0,61
Médiane granulométrique moyenne	-0,14	0,35
Indice de tri	-0,31	-0,12
PH	0,74	-0,71
Turbidité	0,69	-0,47
Conductivité	1,00	-0,33
Température	-0,80	0,60
Salinité	0,95	-0,28
Oxygène dissous	0,89	-0,17

Ces ensembles cohérents de stations, mis en évidence à la fois par la CAH et l'AFC, sont définis par des assemblages particuliers d'espèces. Les espèces dominantes de chaque assemblage ou peuplement sont mises en évidence par l'indice FDM (Tableau 7).

Composition et structure des peuplements

De l'aval vers l'amont, on peut identifier les trois peuplements suivants :

1. Peuplement à *Haustorius arenarius*

SS1 et SS2 étant dominés par la même espèce *Haustorius arenarius*, et constitués de stations proches de l'embouchure de l'oued sur des sables fins et envasés, sont deux assemblages (ou faciès) d'un même peuplement :

Assemblage à *Gastrosaccus spinifer* (SS1)

Les espèces sont caractéristiques d'un milieu marin. La richesse spécifique est de 9 espèces avec un indice de diversité de 1,68 (Tableau 8). Le groupe SS1 se caractérise par la dominance d'espèces sabulicoles marines : *Haustorius arenarius*, *Gastrosaccus spinifer*, *Nephtys cirrosa* (Ehlers, 1868), *Eurydice pulchra* (Leach, 1815) et *Scolecopsis mesnili* (Bellan et Lagardère, 1971). Cet assemblage est dominé par les carnivores (70 % de l'abondance), les deux autres groupes bien représentés étant les détritivores et les suspensivores (Fig. 4).

Assemblage à *Solen marginatus* (SS2)

Solen marginatus (Pulteney, 1799) apparaît dans ce sédiment plus envasé, tandis que *Gastrosaccus spinifer* dispa-

Tableau 7. Liste des sept premières espèces de chaque assemblage du macrobenthos classées par ordre décroissant des valeurs de l'indice FDM.

Table 7. List of the 7 main species of each macrofauna assemblage and community classified by decreasing rank of the FDM index values.

Assemblages	Espèces	FDM
SS1	<i>Haustorius arenarius</i>	4031,37
	<i>Gastrosaccus spinifer</i>	3326,50
	<i>Nephtys cirrosa</i>	2222,41
	<i>Cerastoderma edule</i>	91,69
	<i>Donax</i> sp.	44,45
	<i>Eurydice spinigera</i>	30,35
	<i>Scolecopsis mesnili</i>	8,00
SS2	<i>Haustorius arenarius</i>	953,33
	<i>Solen marginatus</i>	799,92
	<i>Cerastoderma edule</i>	416,63
	<i>Nephtys cirrosa</i>	255,00
	<i>Hediste diversicolor</i>	188,87
	<i>Scolecopsis</i> sp.	183,37
	<i>Natica vittata</i>	183,32
SS3	<i>Cerastoderma edule</i>	5750,68
	<i>Scrobicularia plana</i>	1235,41
	<i>Streblospio dekhuyzeni</i>	809,95
	<i>Cyathura carinata</i>	758,87
	<i>Diopatra neopolitana</i>	253,94
	<i>Capitella capitata</i>	153,64
	<i>Alkmaria romijni</i>	104,62
SS4	<i>Scrobicularia plana</i>	6743,21
	<i>Cyathura carinata</i>	3265,34
	<i>Streblospio dekhuyzeni</i>	2154,03
	<i>Corophium orientale</i>	1854,00
	<i>Hediste diversicolor</i>	1467,81
	<i>Alkmaria romijni</i>	291,00
	<i>Carcinus maenas</i>	244,99

raît. L'éloignement de l'embouchure explique aussi l'apparition de *Scrobicularia plana*, *Natica vittata* (Gmelin, 1791) et *Cyathura carinata*. La richesse spécifique est doublée ($S=16$). L'indice de Shannon ($H' = 2,55$) est relativement élevé comparé aux autres peuplements de l'estuaire (Tableau 8). La structure trophique en terme d'abondance est dominée à 70 % par les suspensivores (Fig. 4).

2. Peuplement à *Cerastoderma edule* (Linnaeus, 1758) (SS3) Situé entre 2 et 4 kilomètres de l'embouchure, il est caractérisé par une richesse spécifique maximale (40 espèces) ; la diversité H' y est de 1,97 (Tableau 8), avec l'apparition de certaines espèces comme *Diopatra neapolitana* (Ehlers, 1868), *Hediste diversicolor* (Müller, 1776), *Owenia fusiformis* (Chiaje, 1842), *Streblospio dekhuyzeni* (Horst, 1909), *Mysta picta* (Quatrefages, 1865), *Hydrobia ulvae* (Pennant, 1777) et *Tapes decussatus* (Linnaeus, 1758) et la disparition d'autres espèces sabulicoles qui se trouvent ici à leur limite supérieure d'extension comme *Solen marginatus* et *Haustorius arenarius*. Enfin, la présence de *Capitella*

Tableau 8. Paramètres de structure des peuplements subtidiaux de la macrofaune de l'estuaire du Bou Regreg.

Table 8. Structural parameters of the subtidal communities of the macrofauna in Bou Regreg estuary.

	SS1	Assemblages SS2	SS3	SS4
Abondance totale	25,83	17,50	1136,17	1608,93
Nombre d'espèces	9	16	40	19
Indice de diversité (H')	1,68	2,55	1,94	1,97
Equitabilité (J')	0,53	0,64	0,36	0,46

capitata (Fabricius, 1780) souligne la surcharge du milieu en matière organique. En terme d'abondance, ce peuplement est dominé par les suspensivores (70 %) et les dépositivores (25 %). En terme de nombre d'espèces, la structure trophique est plus équilibrée entre les dépositivores (23 %), les carnivores (20 %) et les suspensivores (15 %) (Fig. 4).

3. Peuplement à *Scrobicularia plana* (SS4)

Il est composé de 19 espèces et dominé par *Scrobicularia plana*, *Cyathura carinata*, *Hediste diversicolor*, *Streblospio dekhuyzeni*, *Corophium orientale* (Schlellenberg, 1928) et *Polydora ciliata* (Johnson, 1838). Ce peuplement se différencie du peuplement à *Cerastoderma edule* par la disparition de *Tapes decussatus*, *Nephtys hombergii* (Savigny, 1818), *Pectinaria koreni* (Malmgren, 1866) et *Owenia fusiformis*, espèces sabulicoles d'origine marine, et l'apparition de *Corophium orientale*, espèce de dessalure et de *Polydora ciliata*. C'est donc un peuplement sous influence fluviale. La diversité faible (1,97) (Tableau 8) est équivalente à celle de SS3. Les dépositivores de surface dominent ce peuplement (95 % des individus et près de 50 % des espèces) (Fig. 4).

Etat de santé des peuplements

Seul le peuplement à *Haustorius arenarius* est dominé par des espèces sensibles (groupe I) ; les autres peuplements en amont sont presque exclusivement constitués d'espèces tolérantes du groupe III (Fig. 5). Les indices biotiques (IB) varient de 0 à 2 suivant le modèle de Hily (1984), Grall & Glémarec (1997) et de 1 à 2 suivant le modèle de Borja et al. (2000). Ces indices sont concordants et indiquent que les peuplements sont dans un état "normal" en aval, près de l'embouchure et "déséquilibrés" sur le reste de l'estuaire qui est donc un milieu "légèrement pollué".

Discussion

Situation actuelle

La stratification haline observée avant la construction du barrage (Elkaïm, 1974) n'existe plus actuellement. Cet estuaire est donc devenu un bras de mer relativement homogène d'un point de vue hydrologique avec une migration des

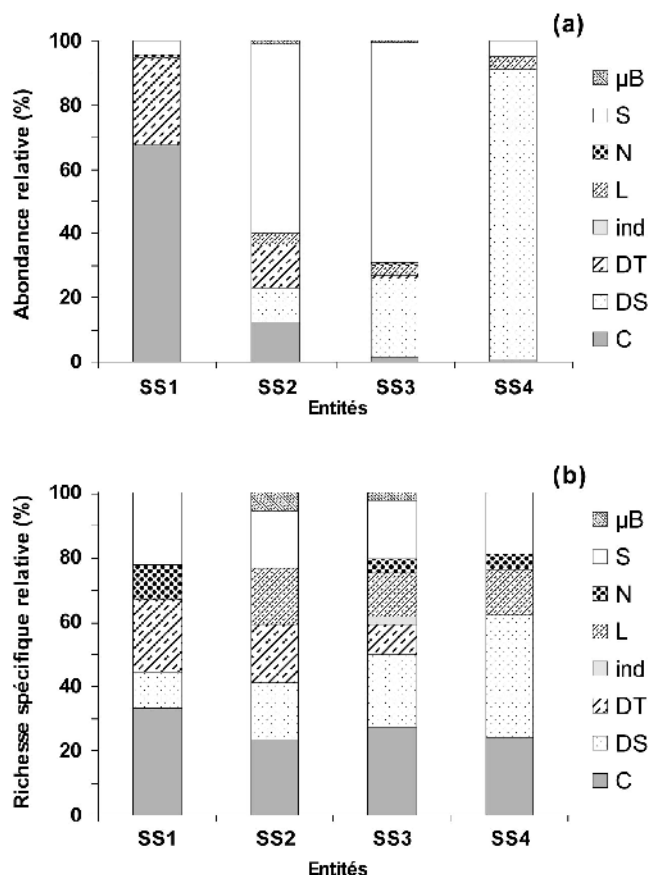


Figure 4. Structure trophique (définition des groupes trophiques dans le tableau 1) des différents assemblages et peuplements de la macrofaune de l'estuaire du Bou Regreg exprimée en pourcentage (axe des ordonnées) du nombre d'individus (a) et du nombre d'espèces (b) ; (C : carnivores ; Ds : dépositivores de surface, Dt : détritivores ; L : dépositivores de subsurface ; N : nécrophages ; S : Suspensivores, μB : microbrouteurs)

Figure 4. Trophic structure (definition of trophic groups in table 1) of the macrofauna communities of the Bou Regreg estuary expressed in relative number of individuals (a) and species (b); (C : predators; Ds: surface deposit feeders; Dt: detritic feeders; L: subsurface deposit feeders; N: scavengers; S: suspension feeders; μB: micro-grazers).

fronts halins vers l'amont, la salinité étant passée de 2 (Elkaïm, 1974) à 14 au niveau de la confluence avec l'oued Akrech.

Selon un gradient aval-amont, les sédiments évoluent des sables fins aux vases sableuses, tandis que localement apparaît une fraction grossière s'expliquant soit par une érosion associée aux rejets de graviers issus des aménagements autour des piliers des ponts enjambant l'oued, soit par une origine biogène, due aux coquilles de Bivalves et aux tubes de Polychètes.

Les trois peuplements de la macrofaune qui s'individualisent de l'aval vers l'amont ne sont pas définis par l'homogénéité sédimentaire de leur habitat. Les caractéristiques

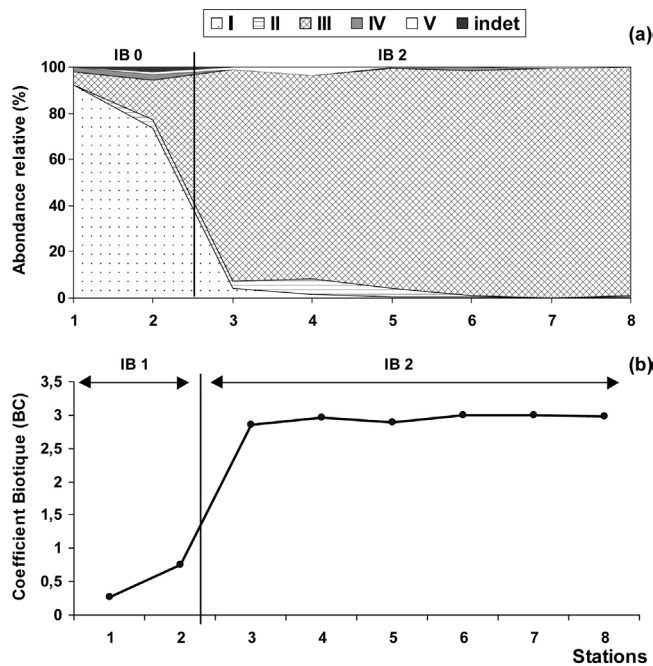


Figure 5. Modèles de bio-évaluation des structures benthiques.

(a) suivant le modèle de Hily : pour chaque station sont représentés les pourcentages (axe des ordonnées) respectifs des cinq groupes écologiques (I, II, III, IV, V) avec indication de l'indice biotique (IB) ;

(b) suivant le modèle de Borja : évolution aval-amont du coefficient biotique.

Figure 5. Bio-evaluation models of the benthic assemblages.

(a) according to the model of Hily: for each station, the five ecological groups (I, II, III, IV, V) are respectively represented by their relative abundance with indication of the Biotic Index (IB)

(b) according to the model of Borja: downstream-upstream variations of the biotic coefficient.

édaphiques n'interviennent pas comme facteur premier de cette distribution, leur influence étant masquée par le rôle majeur des facteurs hydrologiques. Les peuplements se succèdent sur un gradient représenté par la distance à l'embouchure qui est corrélée avec la plupart des caractéristiques physico-chimiques des masses d'eau. Le peuplement de l'embouchure est véritablement marin, tandis que le peuplement à *Cerastoderma edule* qui occupe la plus grande partie de l'estuaire est mixohalin. Wolff (1973) considère également que *Cerastoderma edule* est plus influencé par les conditions hydrodynamiques que par les conditions sédimentaires du fait de sa nutrition suspensivore, favorisée par un courant. Sa tolérance au déficit d'oxygène est moyenne et n'est pas considérée comme indicatrice de pollution (Le Bris, 1988). Les teneurs en matière organique dans l'espace occupé par le peuplement à *Cerastoderma edule* sont élevées, favorisant l'installation d'espèces d'affinité vasicole et tolérantes. Le fort renouvellement de l'eau par les marées limite par ailleurs les effets liés à l'excès de matière organi-

que : déficit d'oxygène et réduction des sédiments. C'est ainsi que malgré les nombreux émissaires d'eaux usées localisés dans cette partie de l'oued, seules quelques apparitions sporadiques d'espèces opportunistes comme *Capitella capitata*, caractéristiques des milieux pollués, sont observées. Cette particularité explique le nombre relativement important d'espèces rencontrées dans ce peuplement, où se retrouvent encore quelques espèces sabulicoles du peuplement des sables fins de l'embouchure, mais aussi de nombreuses espèces vasicoles. Enfin, quelques individus d'espèces installées plus en amont dans l'estuaire, comme *Hediste diversicolor*, sont également présents. Si ce peuplement montre bien une individualité structurale, il est aussi une zone de rencontre des deux peuplements aval et amont ; il ne s'agit pas d'une transition écotonale dans laquelle deux peuplements s'affaiblissent, mais au contraire d'une zone où les deux peuplements coexistent, formant un peuplement particulier. L'hydrodynamisme relativement important explique également la prédominance des suspensivores sur les déposivores de surface (en terme d'abondance).

Le peuplement à *Scrobicularia plana* en amont est caractérisé par un ensemble d'espèces tolérantes capables de supporter de grandes variations de salinité et des dessalures prolongées. Ce type de peuplement est très proche du faciès appauvri à oligochètes des secteurs amont des estuaires de Bretagne sud (Le Bris, 1988). Ces deux peuplements macrobenthiques estuariens présentent des points communs par leur localisation en amont et leur contexte hydrologique, même si leur composition faunistique diffère quelque peu.

L'influence marine (salinité, hydrodynamisme) sur l'organisation du macrobenthos varie selon les conditions hydrologiques et climatiques locales. Dans le cas d'estuaires européens, comme celui de la Seine, les peuplements seraient plus proches des peuplements marins avec une influence directe des facteurs édaphiques (Desprez et al., 1983), tandis qu'au niveau de la Loire, on observe une succession spatiale aval-amont constituée d'un peuplement marin suivi d'un peuplement saumâtre puis d'un peuplement limnique (Robineau, 1987). Les espèces dominantes de l'estuaire du Bou Regreg sont aussi dominantes dans certains estuaires européens comme par exemple l'estuaire de la Loire (Robineau, 1987) ou la ria de Foz en Espagne (Junoy & Viéitez, 1990). La lagune de Merja Zerga (120 km au nord de Bou Regreg), de type estuarien, montre aussi une succession spatiale aval-amont de trois peuplements subtidiaux (Bazaïri et al., 2003), dont deux sont communs à ces deux écosystèmes marocains (peuplements à *Cerastoderma edule* et à *Scrobicularia plana*). A Merja Zerga, le peuplement à *Cerastoderma edule*, proche de l'embouchure de la lagune, est également dominé par des espèces comme *Donax trunculus* (da Costa, 1778) et *Gastrosaccus spinifer*, espèces dominantes dans le peuplement à *Haustorius arenarius* de Bou Regreg. Le peuplement à *Scrobicularia plana*

succède spatialement au précédent, dans lequel un faciès à *Cerastoderma edule* a été identifié. Plus en amont se rencontre le peuplement à *Tapes decussatus*.

Les limites de la signification écologique de l'indice de diversité de Shannon ont été abondamment commentées et discutées dans la littérature (Daget, 1976 ; Legendre & Legendre, 1979 ; Bachelet, 1979 ; Hily, 1984). Cependant, cet indice garde une valeur comparative car la plupart des auteurs continuent à l'utiliser dans les études d'écologie benthique. Les valeurs de la diversité (H') mesurées dans l'estuaire du Bou Regreg sont très influencées par la dominance d'une espèce, soit *Scrobicularia plana* soit *Cerastoderma edule*, situation classique dans les estuaires et milieux mixohalins. Les valeurs de (H'), inférieures à 3, sont habituelles pour les peuplements estuariens (Glémarec & Hily, 1981 ; Le Bris, 1988) et n'ont pas de réelle valeur explicative. Par contre, les valeurs mesurées pour les indices biotiques permettent de classer l'estuaire du Bou Regreg parmi les sites sous pollution légère, associés à des peuplements dans un état "déséquilibré", à l'exception de sa partie aval qui apparaît "normale". Ainsi, d'après ces indices basés sur la macrofaune benthique, l'estuaire du Bou Regreg n'atteindrait pas le niveau "pollué". Pourtant, il a été classé comme très pollué d'après la qualité bactériologique de ses eaux (ONEP, 1996). Le renouvellement des masses d'eau explique en partie cette relative contradiction car il limite la sédimentation qui contribue à la pollution. Il faut cependant relativiser ces résultats car, dans les estuaires, les espèces sont naturellement tolérantes à de nombreux facteurs dont le déficit d'oxygénation du sédiment.

Comparaison avec la situation antérieure à la construction du barrage

L'évolution de l'écosystème de l'oued après la construction du barrage est globale, portant à la fois sur les masses d'eau et sur le système benthique. Les peuplements identifiés par Elkaïm (1974, 1976) étaient au nombre de trois dans cette partie de l'estuaire : un peuplement marin à *Donax-Eocuma*, de faible extension spatiale à l'embouchure, suivi vers l'amont d'un peuplement à *Cerastoderma edule*, essentiellement dans le secteur marin et le secteur fluvio-marin sur une distance de 9 km (entre la station 3 et le PK9), enfin un peuplement à *Scrobicularia plana* plus en amont. Trente ans plus tard, nos résultats montrent que ces trois peuplements se succèdent toujours selon le même schéma, mais que leur composition spécifique et leur extension spatiale relative ont évolué (Tableau 9 et Figure 6). En terme de diversité spécifique, les Polychètes sont devenus dominants à la place des Crustacés. Les peuplements sont caractérisés par des espèces à large tolérance vis-à-vis du sédiment comme *Scrobicularia plana*, *Cerastoderma edule* et *Hediste diversicolor*. Le déplacement du secteur marin vers l'amont s'est accompagné d'une augmentation marquée du nombre d'espèces, tant pour le peuplement à *Cerastoderma edule*

Tableau 9. liste des sept premières espèces de chaque assemblage du macrobenthos classées par ordre décroissant des valeurs de l'indice FDM avant la construction du barrage (valeurs calculées d'après les données de Elkaïm (1974)).

Table 9. List of the 7 main species of each macrofauna assemblage classified by decreasing order of the FDM index values before the dam construction (values calculated from data of Elkaïm (1974)).

Peuplements	Espèces	FDM
<i>Donax-Eocuma</i>	<i>Nassa pygmaea</i>	1018,18
	<i>Idotea linearis</i>	872,73
	<i>Zenobia prismatic</i>	800,00
	<i>Diopatra neapolitana</i>	672,73
	<i>Crangon crangon</i>	327,27
	<i>Cumopsis fagei</i>	321,21
	<i>Owenia fusiformis</i>	309,09
<i>Cerastoderma edule</i>	<i>Alkmaria romijni</i>	16971,00
	<i>Streblospio shrubsolii</i>	15359,83
	<i>Cerastoderma edule</i>	5096,95
	<i>Cyathura carinata</i>	847,98
	<i>Capitella capitata</i>	811,80
	<i>Polydora ciliata</i>	542,14
	<i>Scrobicularia plana</i>	423,99
<i>Scrobicularia plana</i>	<i>Alkmaria romijni</i>	4081,63
	<i>Streblospio shrubsolii</i>	3339,52
	<i>Scrobicularia plana</i>	1892,39
	<i>Cyathura carinata</i>	649,35
	<i>Neomysis</i> sp.	18,55
	<i>Cerastoderma edule</i>	18,55

que pour celui à *Scrobicularia plana*. En revanche, la diminution du nombre d'espèces dans le peuplement marin peut s'expliquer par l'impact des fréquentes opérations de dragages que connaît cette zone depuis 1980, en raison de l'ensablement très rapide de l'embouchure sous l'effet des houles atlantiques.

La construction du barrage a provoqué une réduction considérable de l'effet de chasse qui se produisait lors des crues de l'oued avant la réalisation de cet ouvrage. Mais celui-ci a parallèlement réduit les apports sédimentaires terrigènes limoneux transportés par l'oued. Ceci explique le bilan sédimentaire globalement stable et l'envasement peu visible, le renouvellement des eaux par la marée induisant des courants assez forts pour limiter la sédimentation des particules fines. Le rehaussement des fonds constaté en particulier dans la partie aval est majoritairement de type sableux et d'origine marine (la profondeur maximale est passée de 10 m en 1969 (Elkaïm, 1974) à 6 m en 1998). Cette tendance a également facilité l'extension vers l'amont des espèces marines, majoritairement sabulicoles. Toutefois, les peuplements en place avant le barrage, composés d'espèces euryèces, résistent encore très bien à l'intrusion des eaux marines dans l'oued, d'où l'existence d'un peuplement mixte dans la partie moyenne de l'oued, le peu-

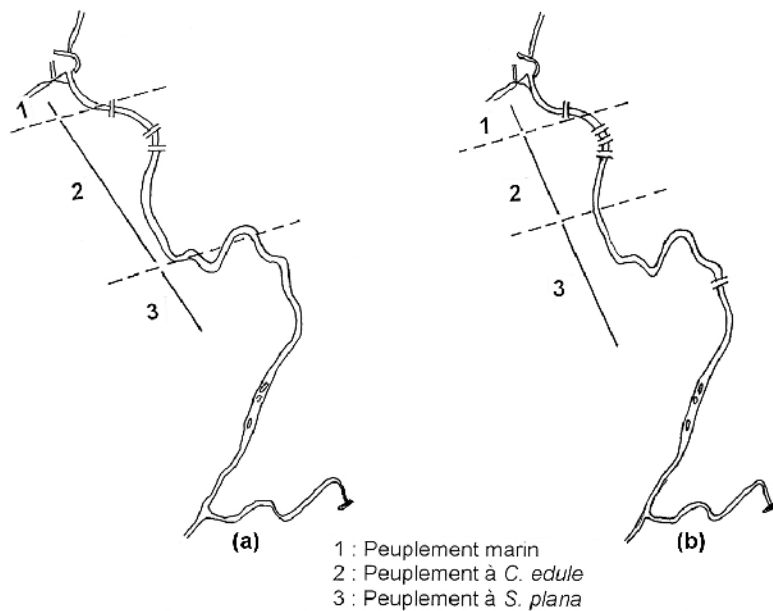


Figure 6. Comparaison des peuplements au niveau de la zone subtidale (chenal), avant (a) et après (b) la construction du barrage sur l'oued Bou Regreg en 1974.

Figure 6. Comparison of the communities before (a) and after (b) the construction of the dam on the Bou Regreg wadi, in 1974.

peuplement à *Cerastoderma edule*, caractérisé par une plus forte diversité spécifique.

L'écosystème de l'estuaire du Bou Regreg présente des particularités liées, d'une part à son anthropisation récente (augmentation des effluents urbains et réduction des effluents terrigènes et d'eau douce du bassin versant), et d'autre part à sa situation naturelle, battue par les grandes houles de l'Atlantique. L'incursion d'eaux marines se réalise très en amont mais les espèces de la macrofaune sabulicoles sont limitées dans leur extension vers l'amont par les taux de pélites élevés. Par ailleurs, les peuplements en place avant la construction du barrage, constitués d'espèces naturellement tolérantes, n'ont pas eu à faire face à une compétition spatiale et trophique de la part d'espèces vasicoles marines infralittorales, celles-ci étant très éloignées géographiquement. Un simple réajustement de la répartition spatiale des peuplements estuariens s'est donc produit. Malgré la forte pollution bactérienne de l'écosystème, les peuplements benthiques révèlent une bonne résistance, le renouvellement des masses d'eau par les courants de marée étant un facteur essentiel. Si à l'avenir les effluents urbains domestiques sont effectivement mieux contrôlés, le milieu retrouvera assez rapidement une qualité permettant la réalisation des plans de développement envisagés, en terme de loisirs, tourisme et pêche.

Références

- Afli A. & Glémarec M. 2000. Fluctuation à long terme des peuplements macrobenthiques de la partie orientale du golfe du Morbihan (Bretagne, France). *Cahiers de Biologie Marine*, **41**: 67-89.
- Bachelet G. 1979. *Dynamique de la macrofaune benthique et production des lamellibranches de l'estuaire de la Gironde*. Thèse Doctorat 3^e cycle, Université Pierre et Marie Curie, Paris, 163 p.
- Bachelet G. 1981. Données préliminaires sur l'organisation trophique d'un peuplement benthique marin. *Vie et Milieu*, **31**: 205-213.
- Bayed A. 2003. Influence of morphodynamic and hydroclimatic factors on the macrofauna of Moroccan sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **58S**: 71-82.
- Bazairi H., Bayed A., Hily C. & Glémarec M. 2003. Spatial organisation of macrozoobenthic communities as a response to environmental factors in a coastal lagoon of North West African coast (Merja Zerga, Morocco). *Oceanologica Acta*, **26**: 457-471.
- Benzecri J.P. 1973. *L'analyse des données (Tome2) : l'analyse des correspondances*. Dunod, Paris, 619 p.
- Bœuf F. 1941. Variation au cours du flot de quelques facteurs physico-chimiques dans l'estuaire du Bou Regreg (Maroc occidental). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris*, **212**: 565-567.
- Borja A., Franco J. & Perez V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, **40**: 1100-1114.
- Chassé C. & Glémarec M. 1976. Principes généraux de classification des fonds pour la cartographie bio-sédimentaire. *Journal de Recherche Océanographique*, **1**: 1-18.
- Cheggour M. 1999. *Evaluation de la contamination métallique sur la côte atlantique marocaine et son environnement paralytique entre Larache et Safi- étude de mollusques Bivalves et de leur biotope sédimentaire*. Thèse Doctorat d'Etat, Université Cadi Ayyad, Marrakech (Maroc), 315 p.
- Daget J. 1976. *Les modèles mathématiques en écologie*. Masson, Paris, 494 p.
- Dauvin J. 1988. Structure et organisation trophique du peuplement des sables grossiers à *Amphioxus lanceolatus* - *Venus fasciata* de la baie de Morlaix (Manche occidentale). *Cahiers de Biologie Marine*, **29**: 163-185.
- Desprez M., Brulard J.F., Dupont J.P., Simon S., Sylvand B. & Duval P. 1983. Etude des biofacs intertidaux de l'estuaire de la Seine. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris*, **296**: 521-526.
- Elkaïm B. 1972. Contribution à l'étude écologique d'un estuaire atlantique marocain : l'estuaire du Bou Regreg. *Bulletin de la Société des Sciences Naturelles et Physiques du Maroc*, **52**: 131-339.
- Elkaïm B. 1974. *Contribution à l'étude écologique d'un estuaire*

- atlantique marocain : l'estuaire du Bou Regreg - 2^e partie, Doctorat d'Etat, Université de Bordeaux I, 250 p.
- Elkaïm B. 1976.** Bionomie et écologie des peuplements des substrats meubles d'un estuaire atlantique marocain : l'estuaire du Bou Regreg. I : Unités indicatrices infralittorales. *Vie et Milieu*, **26**: 107-169.
- Gillet P. 1987.** Bioaccumulation du cuivre et du zinc chez *Nereis diversicolor* (Annélide Polychète) de l'estuaire du Bou Regreg (Maroc). *Cahiers de Biologie Marine*, **28**: 339-350.
- Glémarec M. & Hily C. 1981.** Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica, Oecologia Applicata*, **2**: 139-150.
- Grall J. & Glémarec M. 1997.** Biodiversité des fonds de maërl en Bretagne : approche fonctionnelle et impacts anthropiques. *Vie et Milieu*, **47**: 339-349.
- Hily C. 1984.** Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la rade de Brest. Thèse Doctorat d'Etat. Université de Bretagne Occidentale, Brest, 696 p.
- Hily C. & Bouteille M. 1999.** Modifications of the specific diversity and feeding guilds in an intertidal sediment colonized by an eelgrass meadow (*Zostera marina*) (Brittany, France), *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*, Paris, **322**: 1121-1131.
- Junoy J. & Vieitez J.M. 1990.** Macrozoobenthic community structure in the Ría de Foz, an intertidal estuary (Galicia, Northwest Spain). *Marine Biology*, **107**: 329-339.
- Lebart L., Morineau A. & Fenelon J.P. 1982.** *Traitement des données statistiques*. Dunod, Paris : 510 p.
- Le Bris H. 1988.** *Fonctionnement des écosystèmes benthiques côtiers au contact d'estuaire : la rade de Lorient et la baie de Vilaine*. Thèse Doctorat, Univ. Bretagne Occidentale (Brest), 311 p.
- Legendre L. & Legendre P. 1979.** *Ecologie numérique. I. Le traitement multiple des données écologiques ; II. La structure des données écologiques*. Masson, Paris, 197 p.
- Lemine M. 1993.** *Impact des activités anthropiques sur l'environnement de l'estuaire du Bou Regreg*. Thèse Doctorat 3^e cycle, Ecole Normale Supérieure, Takaddoum, Rabat, 337 p.
- ONEP 1996.** *Note sur la qualité des eaux de l'estuaire du Bou Regreg*. Direction Laboratoire de la Qualité des Eaux de l'Office National de l'Eau Potable, 30 p.
- Pielou E.C. 1966.** Shannon's formula as a measure of specific diversity, its use and misuse. *American Naturalist*, **100**: 463-465.
- R.E.D. 1991.** *Etude de pollution de l'oued Bou Regreg*. Rapport de la Régie Autonome de Distribution d'Eau et d'Electricité, 60 p.
- Robineau B. 1987.** Caractérisation des peuplements macrozoobenthiques de l'estuaire de la Loire. *Vie et Milieu*, **37**: 67-76.
- Rodier J. 1996.** *L'analyse de l'eau : eau naturelles - eaux résiduaires - eau de mer ; physico-chimie et bactériologie-biologie*. 8^e édition, Dunod, 600 p.
- Shannon C. & Weaver W. 1963.** *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press, Urbana, Illinois, USA, 117 p.
- Shepard F.P. 1954.** Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal of Sedimentology and Petrology*, **24** : 151-158.
- Trask P.D. 1932.** *Origin and environment of source sediments of petroleum*. Publications of the Mexico Gulf Corporation. Houston, 67 p.
- Wolff W.J. 1973.** The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. *Zoologische Verhandelingen*, **126**: 1-242.