

## UTILISATION DES PEUPELEMENTS DE LA MACROFAUNE BENTHIQUE POUR DÉCELER LES SIGNES DE PERTURBATION DU MILIEU : Exemple du golfe du Morbihan (Bretagne, France)

Ahmed AFLI

Université de Bretagne Occidentale. Institut Universitaire Européen de la Mer UMR 6539  
Écologie Benthique. Technopole Brest-Iroise. 29280 Plouzané - France  
Adresse actuelle : Institut National des Sciences et Technologies de la Mer  
28. rue 2 mars 1934. 2025 Salammbô -Tunisie  
e\_mail : a\_afli@hotmail.com

### ملخص

استعمال المجتمعات الحيوانية البحرية القاعية لمعرفة الحالة الصحية للمحيط : مثل خليج الموربيهان (فرنسا)

تتعرض سواحل البحر إلى مخاطر تلوث عديدة و متزايدة نتيجة للأنشطة الفلاحية و الصناعية الكثيفة في هذه المناطق. تتفاعل المجتمعات الحيوانية القاعية كميًا مع هذه العوامل و تمكنا دراستها من معرفة الحالة الصحية للمحيط البيئي. لقد استعملنا في هذه الدراسة أنموذج المجتمعات البيئية و الدلائل الحيوية، فتبين أن كامل الحوض الشرقي لخليج الموربيهان ملوثًا و أن المجتمعات الحيوانية التي تعيش فيه مهددة. و يتمثل ذلك في ظهور أصناف حيوانية متساهلة في المناطق الأقل تلوثًا، ثم أصناف انتهازية في المناطق الملوثة \*

### RESUME

Des milieux côtiers comme le golfe du Morbihan sont le siège d'activités anthropiques croissantes et d'apports terrigènes intenses. Les approches physiques et chimiques ne peuvent à eux seuls juger l'état sanitaire de ces milieux très complexes. Les populations macrofauniques, face à de telles conditions, réagissent différemment, et constituent ainsi un matériel efficace pour déceler les premiers signes d'eutrophisation et de perturbation du milieu. Le modèle des groupes écologiques et des indices biotiques a été employé, il montre que la totalité du bassin oriental du golfe du Morbihan est largement touchée par les activités anthropiques diverses, et voit ses peuplements se dégrader. Ceci se manifeste par l'apparition de plus en plus d'espèces tolérantes dans une première phase et opportunistes dans une phase suivante correspondant à la dégradation maximale.

*Mots clés* : golfe du Morbihan, écosystème benthique côtier, macrofaune benthique, eutrophisation, indices biotiques.

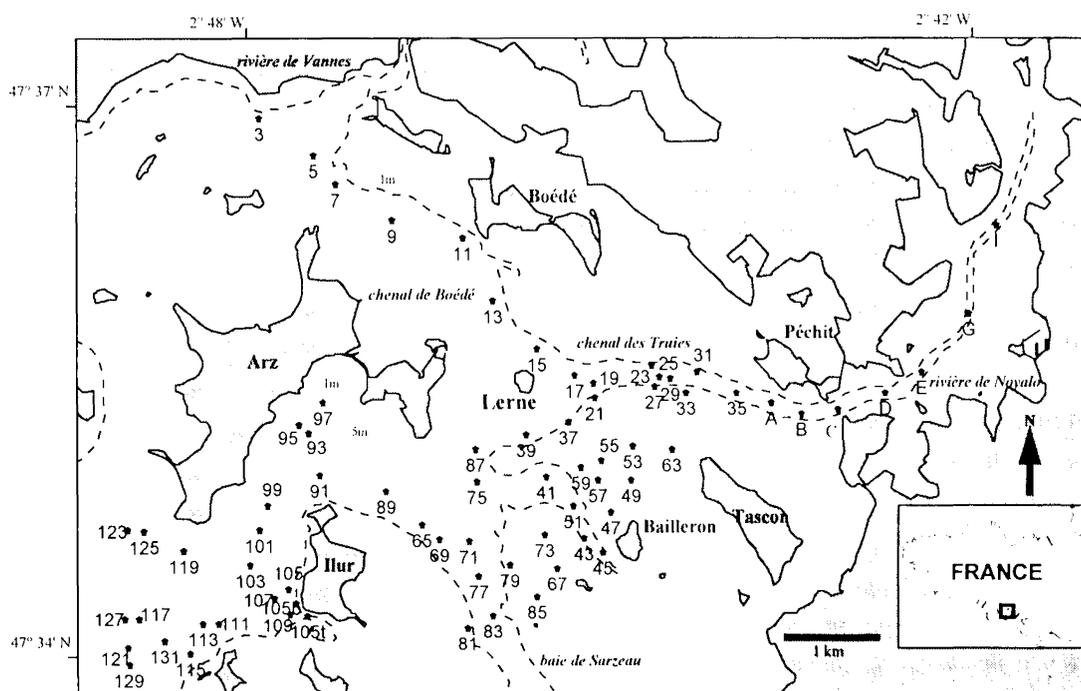
### ABSTRACT

The coastal area are more and more affected by the increasing anthropic activities and nutrient inputs, coming from the catchment area. Macrofauna populations show different reactions in front of such conditions, and therefore constitute an effective tool to detect the first signs of eutrophication and perturbation of the area. The model of « ecologic groups and biotic indices » was used. It shows that the whole eastern part of the Morbihan gulf is impacted by the perturbation, and its benthic macrofauna assemblages are perturbed as shown by the increasing dominance of, firstly, tolerant species and, secondly, opportunistic species. This indicates strong unballance of the macrofauna assemblages.

**Keywords :** gulf of Morbihan, coastal benthic ecosystem, benthic macrofauna, eutrophication, biotic indices.

### INTRODUCTION

Le golfe du Morbihan est une dépression du sud littoral breton d'environ 115 km<sup>2</sup> de superficie (figure 1). Il est divisé en deux bassins par la plus grande île qu'est l'île aux Moines. Le bassin oriental couvre à peu près le tiers de la superficie totale. Plusieurs îles et îlots émergent dans ce bassin peu profond, puisque la plupart des relevés bathymétriques indique des profondeurs inférieures à 5 mètres excepté au nord de l'île d'Arz où elle peut dépasser 10 mètres.



**Fig. 1.** Localisation du bassin oriental du golfe du Morbihan et des stations échantillonnées en 1995.

Dans ce bassin, très abrité, plus de la moitié de la surface du golfe découvre, lors des marées basses, sous forme de vastes vasières. Lors de la pleine mer, l'eau pénètre profondément dans les estuaires comme en rivière de Noyal, et la violence des courants entre les îles assure une bonne homogénéisation verticale de la colonne d'eau. Si le renouvellement des eaux dans la partie occidentale ne dure que 2 à 3 jours, celui-ci est beaucoup plus lent dans la partie orientale du fait du ralentissement du courant par l'ensemble des îles (Marcos et al. 1995). Depuis les années 60, cette zone a connu un envasement important suite à la disparition du

couvert végétal (*Zostera marina*) et à l'activité de dragage pratiquée par les pêcheurs d'huître et de palourde, ce qui a contribué à des changements profonds au niveau des peuplements macrobenthiques (Afli 1999, Afli et Glémarec *sous presse*). Dans un tel secteur côtier de type semi-fermé, les actions anthropiques ne sont pas négligeables puisque autour de ce golfe vivent plus de 170.000 habitants. Les activités maritimes, essentiellement la pêche et l'aquaculture le plus souvent destructives des écosystèmes, y sont aussi très développées. Par ailleurs, le bassin oriental du golfe du Morbihan est le réceptacle d'un bassin versant de plus de 260 km<sup>2</sup> (terres agricoles) organisé autour des rivières principales, de Noyal et de Vannes. Les apports de nutriments et de pesticides sont élevés surtout en période de crue. Selon Gaudey et al. (1995) et Marcos et al. (1995), les apports d'azote et de phosphore, toutes sources confondues, sont respectivement estimés à 1400 et 620 tonnes par an durant la période 1992-1996.

## METHODES

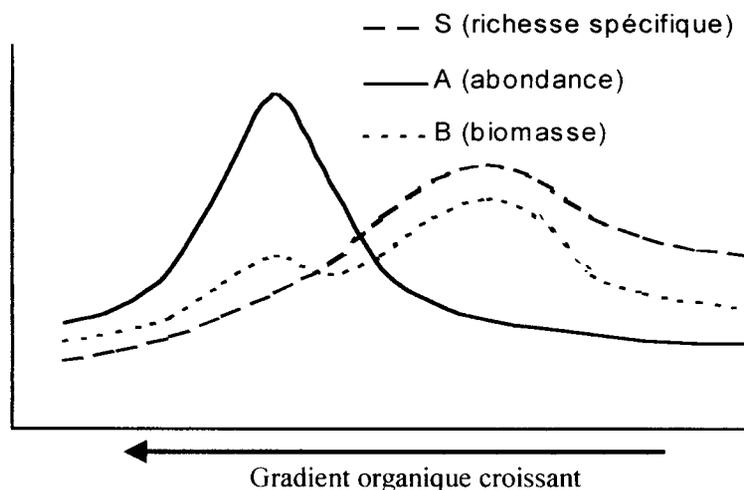
Les 73 prélèvements de sédiment ont été effectués en octobre 1995 et d'une façon aléatoire (figure 1), à l'aide d'une benne Smith McIntyre (Smith et McIntyre 1954), traînée par le bateau de la station biologique de l'île de Bailleron (Université de Rennes 1, France). A chaque station ont été effectués deux prélèvements pour l'étude biologique et un prélèvement pour déterminer le type sédimentaire. Les échantillons destinés à l'étude biologique ont été lavés individuellement à bord du bateau dans un tamis cubique de maille carrée de 1 mm de côté. Au laboratoire, les animaux ont été triés et conservés à l'alcool (70 %), puis identifiés au niveau spécifique, une semaine à quelques mois après la conservation. Pour l'analyse granulométrique, 100 g de sédiment ont été séchés dans une étuve à 60 °C pendant 48h, puis tamisés sur une colonne de 14 tamis "AFNOR".

Le regroupement des stations faunistiquement plus homogènes a été effectué grâce à la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) qui réalise la construction des classes (groupes) par agglomération successive des objets deux à deux et qui fournit une hiérarchie de partition des objets (Lebart et al. 1982, Benzécri et al. 1984). La méthode la plus adaptée à nos données et aux résultats recherchés est celle de Ward (1963), utilisant la distance euclidienne. Au préalable, les données ont subi une transformation logarithmique  $\log(x+1)$ , pour donner une importance aux espèces rares. Pour chaque groupe ainsi défini, la richesse spécifique S (nombre cumulé d'espèces trouvées dans chaque station ou groupe de stations), l'abondance A (nombre d'individus / m<sup>2</sup>) et l'équitabilité E (Pielou 1966) ont été calculées. La méthode du diagramme triangulaire de Shepard (1954) a été utilisée pour catégoriser les sédiments en séparant les 3 fractions sédimentaires: pélites ( $< 63 \mu\text{m}$ ), sables ( $63-2000 \mu\text{m}$ ) et graviers ( $> 2000 \mu\text{m}$ ) et en faisant référence aux principes de classification de Chassé et Glémarec (1976). Chaque entité biosédimentaire (groupe de la CAH) a été désignée par la nature de l'habitat sédimentaire et l'espèce (ou les deux espèces) prédominante(s), comme par exemple les vases molles à *Melitta palmata*.

L'idée pionnière d'utiliser des paramètres synthétiques relatifs aux peuplements macrofauniques, pour évaluer l'état de dégradation du milieu, revient à Pearson et Rosenberg (1978) qui ont utilisé des anciennes données de secteurs perturbés (Kitamori et Funae 1959, Reish 1959, Bellan 1967, Leppäkoski 1971, Rosenberg 1972, Pearson 1975). En effet, les populations de la macrofaune benthique sont inféodées aux sédiments, donc en contact permanent avec les polluants. Aussi, leur vie sédimentaire, leur cycle biologique de 1 à quelques années et leur grande capacité de mémorisation des perturbations et d'accumulation des polluants leur permettent d'être les mieux placées pour juger l'état des lieux.

Cette méthode (Modèle SAB) utilise les paramètres : richesse spécifique (S), abondance (A) et biomasse (B). Leur évolution comparée sur un gradient de perturbation organique décroissant

de l'effluent vers la mer (figure 2) montre que les sédiments sont dépourvus de toute vie macrofaunique dans la zone perturbée, c'est une zone azoïque.



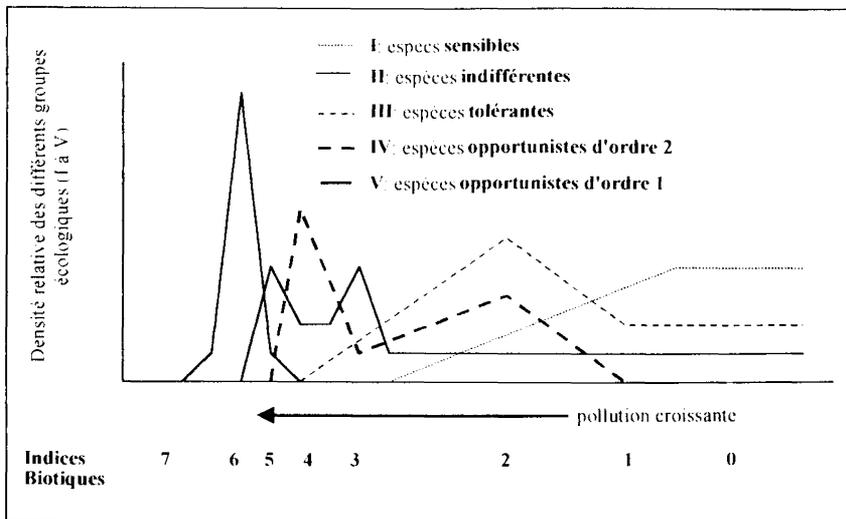
**Fig. 2.** Modèle S.A.B. de Pearson et Rosenberg.  
D'après Pearson & Rosenberg (1978).

En s'éloignant de l'effluent, quelques rares espèces opportunistes apparaissent et prolifèrent, d'où une augmentation des paramètres A et B. Puis apparaît une zone de transition caractérisée par la chute simultanée des trois paramètres, c'est une phase écotonale correspondant au minimum primaire de Leppäkoski (*cit. op.*). Néanmoins selon Odum (1969) et Margalef (1968), dans cette phase écotonale existent deux types d'organisations différentes, une en phase d'installation et l'autre en phase de disparition. Il y a donc pour ces auteurs coexistence des espèces des deux organisations, donc les abondances et les richesses spécifiques sont élevées. Suite à cet écotone vient la zone de transition précédant l'état normal non perturbé des peuplements, les paramètres S et A atteignent des valeurs asymptotiques, un maximum pour S et une valeur au dessous du maximum écotonal pour A, la biomasse décrit dans cette phase un deuxième pic avant de se stabiliser. Pour Glémarec (1998), ceci correspond à un apport de nourriture qui n'est pas suffisant pour créer un déficit d'oxygène, il correspond au processus de « biostimulation ».

Ce modèle SAB est basé sur l'analyse d'une cinquantaine d'études et au-delà de la reconnaissance des opportunistes, ces auteurs ont largement discuté les essais de généralisation d'un système extensif applicable à tout un ensemble de situations. Sans développer cette voie, ils admettent que si des groupes d'espèces sont utilisés pour caractériser un certain degré d'enrichissement et de dégradation des peuplements, ils le font mieux que des espèces isolées (Glémarec *cit. op.*).

Hily (1984) a mis au point, tout d'abord avec les polychètes, un nouveau modèle, celui des groupes écologiques et des indices biotiques. Cet auteur a pu ensuite élargir son modèle avec la quasi totalité des espèces de la macrofaune benthique pour d'autres sites, notamment l'émissaire urbain de Concarneau (Hily et al. 1986). Dans ce modèle (figure 3), les stations sont classées selon leur degré d'enrichissement organique et leur potentiel d'oxydo-réduction au

niveau du sédiment, et les espèces présentant des profils d'abondances similaires sur le gradient ont été regroupées ensemble pour distinguer cinq groupes écologiques :



**Fig.3.** Modèle descriptif de la variabilité des densités des groupes écologiques et l'attribution des indices biotiques (IB) à chaque étape de la dégradation. D'après Hily (1984)

- Groupe écologique I des espèces sensibles à l'excès de matière organique qui disparaissent les premières lors d'une perturbation; ce sont des suspensivores et des carnivores sélectifs ainsi que quelques dépositivores de subsurface. La durée de vie de ces espèces (*Terebellides stroemi*, *Clymene modesta*, etc.) dépasse 1,5 an.
- Groupe écologique II des espèces indifférentes à l'excès de matière organique qui habitent, généralement, les vases sableuses et ne subissent que de faibles variations effectives sur le gradient d'enrichissement organique. Ce sont des carnivores et des nécrophages peu sélectifs qui se trouvent, généralement, en faible nombre et sont susceptibles de montrer un pic d'abondance (phase écotonale), comme par exemple *Nephtys hombergii*, *Marphysa bellii*, *Phyllodoce laminosa*, *Ophiudromus flexuosus*, etc.
- Groupe écologique III ou espèces tolérantes à l'excès de matière organique. Ce sont des dépositivores de surface tubicoles se nourrissant du film superficiel riche en matière organique, leur dominance est un signe de déséquilibre du milieu (*Melinna palmata*, *Notomastus latericeus*, *Euclymene oerstedii*, etc.).
- Groupe écologique IV ou espèces opportunistes de second ordre, dont le cycle biologique ne dépasse pas un an. Ces petites espèces prolifèrent dans les sédiments réduits et dominent nettement dans les zones polluées, comme par exemple *Chaetozone setosa* (Polychète Cirratulidé) ou *Prionospio malmgreni* et les *Polydora* spp. (Polychètes Spionidés).
- Groupe écologique V ou espèces opportunistes de premier ordre, proliférant dans les milieux très pollués. Ce sont des dépositivores comme *Capitella capitata*, *Scolecopsis fuliginosa*, etc. auxquels se joignent des Nématodes et des Oligochètes. Pour chaque station les caractéristiques quantitatives et qualitatives de la faune correspondent à un degré de surcharge en matière organique et à une étape de dégradation ou Indice Biotique (IB), de 0 à 7. Ces IB ont été attribués en fonction des dominances des groupes écologiques (tableau I) établies par Aflî et Glémarec *sous presse*

- IB 0 : lorsque le peuplement est dans un état normal.
- IB 1 : c'est un faciès d'appauvrissement et une première étape de transition, quand l'effet de la pollution n'est pas encore prononcé.
- IB 2 : lorsque la zone est déséquilibrée, il y a là coexistence de plusieurs groupes écologiques (II, III et IV) avec dominance du groupe III.
- IB 3 : lorsque le groupe II explose et que les groupes III et IV chutent, c'est la seconde étape de transition.

**Tableau I.** Pourcentages des groupes écologiques pour chaque étape de dégradation ou indice biotique (IB). \* : Les situations écotonales (IB 3 et 5) sont caractérisées par des faibles valeurs de l'abondance. D'après Afli et Glémarec *sous presse*

groupes écologiques (%)	indices biotiques (IB)							
	6	5*	4	0-4	3*	2	0-2	0
I		< 20	< 20	20-40	< 40	20-40	20-40	> 45
II		> 50			> 30			
III	< 20		20-40	< 40		> 40	20-40	20-40
IV			> 40	20-40		< 20	< 20	< 20
V	> 40							

- IB 4 : quand la zone est franchement polluée, les espèces opportunistes du groupe IV dominent largement les espèces indifférentes (groupe II) ou les espèces tolérantes (groupe III).
- IB 5 : dans des aires polluées, temporairement ou localement peu occupées par les opportunistes, le groupe II domine.
- IB 6 : deux ou trois espèces opportunistes du groupe V prolifèrent quand le sédiment contient de l'hydrogène sulfuré et que la teneur en oxygène est faible.
- IB 7 : correspond à une dégradation maximale du sédiment, totalement anoxique et à l'origine de la disparition des peuplements benthiques.

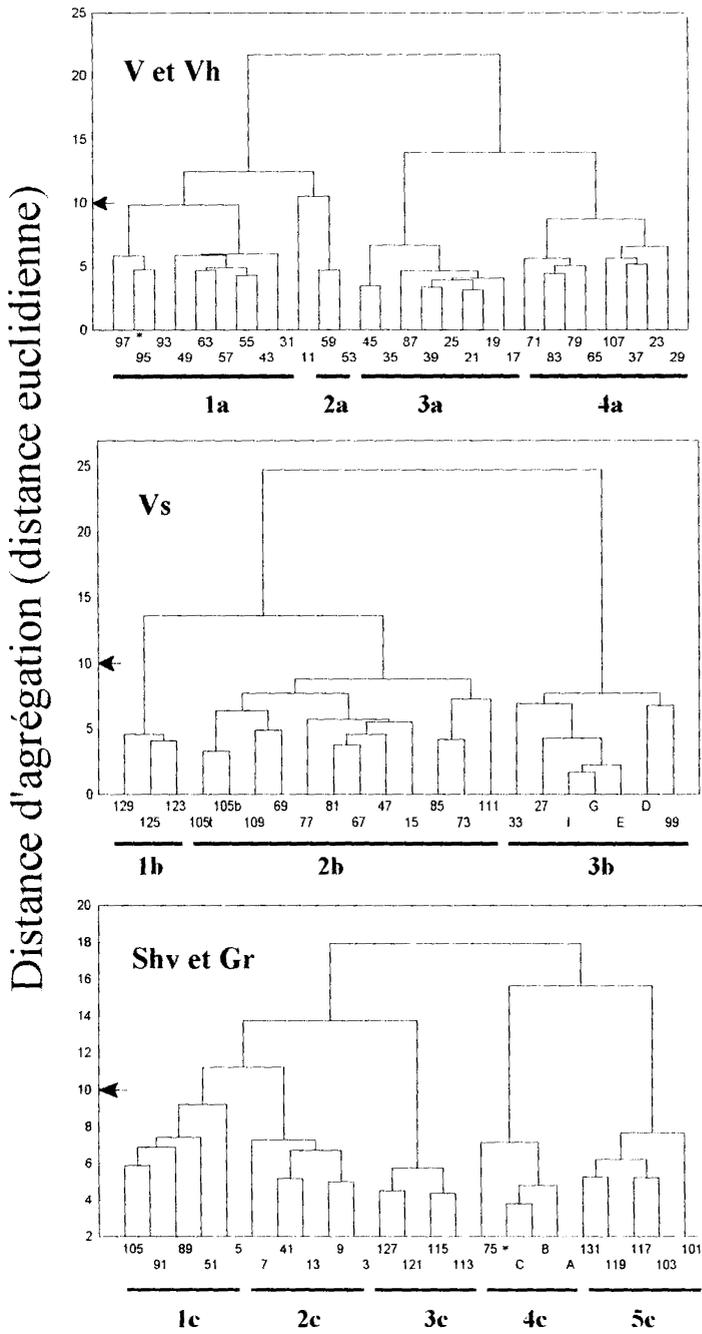
## RESULTATS

Les analyses granulométriques ont permis de distinguer 5 types sédimentaires (figure 4); les vases (V) observées en 26 stations (11, 17, 19, 21, 23, 25, 29, 31, 35, 37, 39, 43, 45, 49, 55, 57, 63, 65, 71, 79, 83, 87, 93, 95, 97, 107), les vases hétérogènes (Vh) représentées par seulement 2 stations (53 et 59), les vases sableuses (Vs) avec 22 stations (15, 27, 33, 47, 67, 69, 73, 77, 81, 85, 99, 105b, 105t, 109, 111, 123, 125, 129, D, E, G, I), les sables hétérogènes envasés (Shv) avec 19 stations (3, 5, 7, 9, 13, 51, 75, 89, 91, 105, 113, 115, 119, 121, 127, 141, A, B, C) et le gravier (Gr) avec seulement 4 stations (101, 103, 117, 131).

Afin de minimiser au maximum l'effet de la variable granulométrique, les données faunistiques de chaque type sédimentaire précédemment défini ont subi une CAH (figure 5) pour définir des entités biosédimentaires. A une distance euclidienne de 10, les groupes de stations distinguées correspondent mieux aux données granulométriques. A ce niveau hiérarchique, les vasières (V et Vh) sont apparues occupées par 4 peuplements différents (a1, a2, a3, a4), les vases sableuses (Vs) par 3 peuplements (b1, b2, b3) et les sédiments mixtes (Shv et Gr) par 5 peuplements (c1, c2, c3, c4, c5).

Les principales espèces rencontrées dans chaque entité biosédimentaire, ainsi définie, et leurs importances relatives ont été portées dans le tableau II faisant apparaître une dégradation progressive des peuplements de droite à gauche, avec un indice biotique variant de 0 à 6. Parallèlement, les paramètres synthétiques descriptifs de ces peuplements ont été portés dans le





**Fig. 5.** Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) établie à partir des données biologiques des vasières (V et Vh), vases sableuses (Vs) et sables hétérogènes envasés et graviers (Shv et Gr). \* : stations considérées à part dans les analyses qui suivent.

**Tableau II.** Densités moyennes (ind./m<sup>2</sup>) des principales espèces rencontrées dans la partie orientale du golfe du Morbihan en 1995. Les entités biosédimentaires sont classées dans l'ordre décroissant des indices biotiques (IB). Les espèces apparaissent au sein de leur groupe écologique.

stations ou groupes de stations	g. écolo.	75*	97*	b3	c4	a2	a1	a3	b2	a4	c2	c1	c3	b1	c5
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius)	V	<b>1340</b>			<b>707</b>	318		1		14		12	2	1	9
<i>Nematode</i> spp.	V		<b>4785</b>		15	170	48		2		9	2	5	2	20
<i>Nephtys hombergii</i> (Savigny)	II	150	75	<b>158</b>	33	10	196	<b>309</b>	107	125	75	7	22	16	6
<i>Cyclope neritea</i> (Linné)	II			<b>50</b>			18	7	3	4					
<i>Marphysa bellii</i> (Audouin et Milne-Edwards)	II	10	80		10	38	334	15	<b>586</b>	189	<b>596</b>	251	207	78	68
<i>Cirriformia tentaculata</i> (Montagu)	IV		340		22	308	<b>666</b>		138	266	173	45	37	33	21
<i>Streblospio shrubsolei</i> (Buchanan)	IV		5	2	23			78	1						
<i>Chaetozone setosa</i> (Malmgren)	IV		25	5	303	805	283	48	281	459	136	164	404	421	103
<i>Tharyx marioni</i> (Saint Joseph)	IV		30		<b>5482</b>	<b>2885</b>	62	10	93	70	4	7		2	48
<i>Caulleriella bioculata</i> (Keferstein)	IV		15		5	10	12		22	17	223	128	4	2	35
<i>Notomastus latericeus</i> (Sars)	III		<b>880</b>		73	228	183	4	104	103	476	68	68	44	13
<i>Abra ovata</i> (Philippi)	III		145			15	8	2	5	6	10	1	18	28	
<i>Euclymene oerstedii</i> (Claparède)	III		175		35	3	114	21	380	<b>483</b>	335	21	275	254	43
<i>Melinna palmata</i> (Grube)	III	20	110	12	143	5	<b>769</b>	<b>176</b>	<b>2006</b>	<b>1859</b>	<b>1104</b>	161	<b>650</b>	205	21
<i>Apseudes latreilli</i> (Milne-Edwards)	III		5			260	75	4	24	8	<b>780</b>	227		2	19
<i>Crepidula fornicata</i> (Linné)	III			45	75	500	286	51	54	35	48	<b>804</b>	2		9
<i>Corophium</i> sp.	III		10			75	11		37	3	21	173	71	24	<b>454</b>
<i>Abra alba</i> (Wood)	III		50		2	5	15	8	49	75	50	12	109	<b>574</b>	5
<i>Cerastoderma lamarcki</i> (Reeve)	III						1	48	1	1					

<i>Cerastoderma edule</i> (Linné)	III			35	2		38	81		1		51	3	7	
<i>Loripes lucinalis</i> (Lamarck)	I	130	10				15	1	6	16	5		1	7	
<i>Microdeutopus</i> sp.	I	90	430	3	5	<b>1710</b>	146	8	58	23	49	94	66	50	105
<i>Microdeutopus anomalus</i> (Rathke)	I	30	35		7	395	46		6	1	4	15	22	14	24
<i>Parvicardium exiguum</i> (Gmelin)	I		30	2	3	50	476	119	460	189	345	102	31	16	5
<i>Ampelisca brevicornis</i> (Da Costa)	I			12	5		12	78	50	30	5	3	26	55	1
<i>Ampelisca tenuicornis</i> (Liljeborg)	I						15	10	177	295	56	56	<b>996</b>	407	75
<i>Phthisica marina</i> (Slabber)	I				3	145	48	0	85	20	84	96	141	63	44
<i>Harpinia pectinata</i> (Sars)	I						12	6	40	93	99	8	42	158	6
<i>Ampelisca diadema</i> (Da Costa)	I						8	2	47	119	5	108	152	102	10
<i>Caprella acanthifera</i> (Leach)	I											83			<b>995</b>
<i>Melita gladiosa</i> (Bate)	I								1	3	8	27	8	2	<b>489</b>
<i>Amphipholis squamata</i> (Chiaje)	I	20				30	34	37	6	9	16	49	20	5	313
<i>Janira maculosa</i> (Leach)	I									1		9			158
<i>Nucula nitidosa</i> (Winckworth)	I					3	6	16	14	63		1	65	<b>482</b>	5
<i>Photis longicaudata</i> (Bate et Westwood)	I									9	1		8	148	1

: fortes abondances

(\*) : stations analysées séparément

**Tableau III.** Les paramètres synthétiques : abondance (A. ind./m<sup>2</sup>), richesse spécifique (S, nombre d'espèces), équitabilité (E) et les groupes écologiques (I à V, ind./m<sup>2</sup>) des entités biosédimentaires distinguées dans la partie orientale du golfe du Morbihan en 1995.

groupes de stations	75*	97*	b3	c4	a2	a1	a3	b2	a4	c2	c1	c3	b1	c5
paramètres														
A	2150	7695	370	7580	10135	4911	1326	5946	5440	6569	4593	4972	4792	4875
S	22	45	23	65	93	149	93	186	156	130	163	141	123	154
E	0.53	0.52	0.69	0.45	0.64	0.71	0.7	0.62	0.63	0.69	0.71	0.74	0.77	0.74
I**	205	1611	38	118	3855	<b>1408</b>	<b>394</b>	1476	1353	1888	<b>1523</b>	<b>2313</b>	<b>2407</b>	<b>3259</b>
II	63	716	<b>210</b>	125	238	647	<b>370</b>	820	400	833	465	525	334	348
III	411	537	110	408	1440	<b>1676</b>	418	<b>2948</b>	<b>2675</b>	<b>2999</b>	<b>1942</b>	1408	1412	853
IV	134	0	12	<b>6207</b>	<b>4103</b>	<b>1132</b>	143	701	999	841	649	718	636	388
V	<b>1337</b>	<b>4832</b>	0	722	500	49	1	2	14	9	14	7	3	29
indices biotiques	<b>6</b>	<b>6</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>0-4</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>0-2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

en gras : valeurs élevées

(\*) : stations analysées séparément

(\*\*) : groupes écologiques (I à V)

hébergent les peuplements les plus diversifiés (0,71). Mais, la très faible valeur de l'abondance dans les vases molles nous a incité à placer leur peuplement dans la phase écotonale, de transition (IB 3). Par contre, dans les vases à *Melinna palmata-Euchlymene oerstedii*, en état de déséquilibre (IB 2), les leaders ont dominé leur peuplement, d'où une valeur plus faible de l'équitabilité (0,63).

## 2. Les vases hétérogènes (Vh)

Elles sont limitées à un petit croissant (a2), dans les vases compactes au nord de Bailleron. Leur communauté à *Tharyx marioni-Microdeutopus* spp. a été la plus peuplée de toute la zone étudiée (10135 ind./m<sup>2</sup>), mais peu diversifiée (93 espèces). Les espèces leaders *Tharyx marioni* et les *Microdeutopus* spp. y dominent largement, l'équitabilité y a été la plus faible (0,64), et la prédominance du groupe IV y a été réelle (IB 4), ce qui fait que la menace de pollution a été sérieuse.

## 3. Les vases sableuses (Vs)

Les très faibles valeurs de S (23 espèces) et de A (370 ind./m<sup>2</sup>) dans les vases sableuses de la rivière de Noyal (b3), témoignent d'une situation écotonale (IB 5) imposée par la présence exclusive d'espèces indifférentes à l'excès de matière organique, comme les leaders *Nephtys hombergii* et *Cyclope neritea*. Dans le centre de la zone d'étude, le peuplement (b2) est plus diversifié (186 espèces) et plus enrichi (6096 ind./m<sup>2</sup>) par rapport à celui de la partie amont (b3) et celui à *Caprella acanthifera* de la partie aval en état normal (b1, 123 espèces, 4794 ind./m<sup>2</sup>). Il est apparemment dans un état de déséquilibre (IB 2) comme le confirme la domination de quelques espèces (*Melinna palmata*, *Marphysa bellii*) et la faible valeur de E (0,62).

## 4. Les sables hétérogènes envasés (Shv)

En rivière de Noyal (c4), la richesse spécifique a été la plus faible (65 espèces) de tous les peuplements des sables hétérogènes envasés, et l'abondance y a été la plus élevée (7580 ind./m<sup>2</sup>). D'après la valeur très faible de E (0,45), le peuplement y a été dominé par deux leaders, *Tharyx marioni* et à un degré moindre *Capitella capitata*, des espèces opportunistes (IB 4). Par contre, dans les sables hétérogènes envasés du centre (c1), S a été la plus élevée (163 espèces) et A relativement faible (4994 ind./m<sup>2</sup>) sans prédominance d'une espèce, d'où une équitabilité relativement élevée (0,71). L'accroissement du groupe des espèces tolérantes (III), sans qu'il soit excessif, y a été un signe de déséquilibre nous incitant à utiliser un indice biotique double (0-2). Les peuplements des sables hétérogènes envasés du sud d'Arz (c3) et du chenal de Boédé (c2) ont reflété des enrichissements intermédiaires (141 espèces et 4972 ind./m<sup>2</sup> en c3 contre 130 espèces et 6569 ind./m<sup>2</sup> en c2). Par contre, l'équitabilité a été la plus élevée au sud d'Arz (0,74), la communauté s'est révélée très bien diversifiée et dans un état normal (IB 0). Alors que dans le chenal de Boédé, elle est apparue en état de déséquilibre (IB 2) imposé par le groupe III.

## 5. Le gravier (Gr)

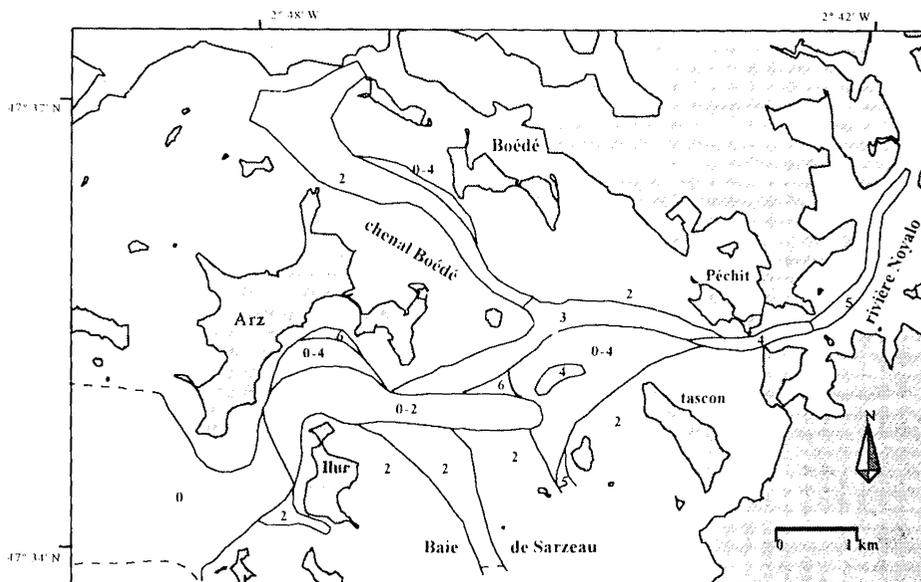
Ce type sédimentaire (c5) cantonné au sud d'Arz, héberge une communauté macrobenthique à *Caprella acanthifera* bien diversifiée et dense (154 espèces et 4879 ind./m<sup>2</sup>), la valeur relativement élevée de l'équitabilité (0,74) confirmant cette hypothèse. L'hétérogénéité du sédiment offre en fait des habitats diversifiés et des refuges contre les prédateurs. Les espèces dominantes dans ces graviers appartenant pour la plupart à l'épifaune, ont été surtout des Amphipodes comme *Melita gladiosa*, *Tritaeata gibbosa*, *Corophium* sp., *Histriella picta*, les *Microdeutopus* spp. et l'Isopode *Janira maculosa*.

## DISCUSSION

L'écologie benthique a débuté avec le travail de Petersen en 1911-1912 dans la région du Kattegat (Petersen 1918). Depuis, les recherches dans ce domaine se sont multipliées à cause des dégradations que connaissent les milieux côtiers avec l'accroissement des activités

anthropiques. Dans ces milieux confinés, les facteurs physiques, chimiques et biologiques sont multiples, complexes et s'interpénètrent. Les structures benthiques réagissent aux fluctuations de ces facteurs par des écarts par rapport à un état initial, dit d'équilibre. S'il existe un premier type de variabilité lié au rythme régulier des saisons, un deuxième type est basé sur une périodicité pluriannuelle. Il faut alors plusieurs années avant que la structure ne revienne à l'état initial. Dans ce cas, la structure demeure dans son état d'attraction au sens de Holling (1973). Lorsqu'elle s'en échappe définitivement, il est possible d'évoquer une dérive, une perturbation chronique du système au sens de Glémarec (1993). Les facteurs qui régissent cette variabilité sont de deux types. Lors d'une phase colonisatrice ou pionnière, les interactions biotiques sont inexistantes puisque les ressources sont abondantes. Les peuplements benthiques sont donc structurés sur la base des modifications de l'habitat par les facteurs physiques et chimiques. Les relations trophiques et les mécanismes de facilitation, d'inhibition et de tolérance viennent, ensuite et peu à peu, masquer la réponse des structures aux facteurs abiotiques. On échappe ainsi au forçage physique, et les structures sont de plus en plus contrôlées biologiquement. Étant donné que la limite entre ces deux phases n'est pas facile à situer, et aussi la complexité des facteurs biotiques et abiotiques, il est évident que la reconnaissance de groupes d'espèces réagissant d'une façon similaire aux stress permet de mieux évaluer l'état de dégradation du milieu sédimentaire marin.

L'utilisation conjointe des deux méthodes précédentes (modèle SAB et modèle des groupes écologiques et des indices biotiques) a permis d'apprécier l'état de santé du bassin oriental du golfe du Morbihan et de définir les phases de transition. Il s'est avéré que les étapes de dégradation (ou indices biotiques) attribuées à toutes les entités biosédimentaires de la zone d'étude (figure 6) sont apparues directement liées aux perturbations existant dans le secteur en raison de plusieurs phénomènes :



**Fig. 6.** Carte générale des états de dégradation (Indices Biotiques) des peuplements de la macrofaune benthique de la partie orientale du golfe du Morbihan en octobre 1995.

- La rivière de Noyal qui apporte des eaux chargées en divers polluants provenant de son bassin versant. Les peuplements macrobenthiques de cette rivière, caractéristiques des zones polluées, souffrent d'une dégradation poussée (IB 5 voire 6 en amont). Au sud du Pêchit, les

communautés semblent être moins dégradées (IB 4) à cause du rétrécissement du passage de Saint Armel provoquant une accélération du courant.

- Le chenal de Boédé qui est dans un état de déséquilibre (IB 2), parce qu'une partie des eaux provenant du bassin versant sont mélangées avec l'ensemble des eaux du golfe, plus saines.
- Au sud d'Arz l'intensité des courants marins étant un frein à la dégradation des peuplements venant de l'amont. C'est la raison pour laquelle les vases sableuses, les graviers et les sables hétérogènes envasés du secteur ont été dans un état sanitaire satisfaisant (IB 0) avec une large prédominance des espèces sensibles (I).

Plusieurs auteurs (Bouchet 1962, Glémarec 1964, Hily et al. 1986, Rice et al. 1986, Afli 1994) ont montré qu'il existe une forte corrélation entre les taux de matière organique et de pélites dans les sédiments marins. Le taux de matière organique contenue dans un sédiment étant d'autant plus élevé que celui-ci est plus envasé. Dans le centre du golfe du Morbihan, une cuvette de décantation, des rejets de toute nature acheminés par les rivières de Noyal et de Vannes ainsi que par d'autres rivières arrivant dans la partie occidentale du golfe. Les alluvions (particules fines, matière organique et éléments chimiques) finissent par sédimenter pour constituer des vasières. Les sédiments envasés adsorbent plus de matière organique et deviennent rapidement anoxiques, la pénétration de l'eau dans les vases étant très lente.

Dans le chenal des Truies qui reçoit directement les eaux provenant de la rivière de Noyal et du chenal de Boédé, les vases molles sont apparues en phase écotonale (IB 3). Elles hébergent des peuplements à *Nephtys hombergii* des milieux pollués. Les espèces opportunistes du groupe IV comme *Streblospio shrubsolii* y dominent et sont associées à des espèces tolérantes comme *Cerastoderma lamarcki*, *C. edule*, *Parvicardium exiguum*, *Melinna palmata*, etc. Les valeurs relativement faibles de la richesse spécifique (93 espèces) et de l'abondance (1326 ind./m<sup>2</sup>) confirment le caractère écotonal du secteur, soumis à des hypoxies ou à des anoxies passagères en été (Afli 1999).

Par rapport à ces vases molles, les vases plus compactes au nord de Bailleron ont été moins affectées (IB 0-4). Ces peuplements encore dégradés sont dominés par *Cirriiformia tentaculata*, *Chaetozone setosa*, *Melinna palmata*, *Marphysa bellii*, *Parvicardium exiguum*, etc. Les valeurs plus élevées de la richesse spécifique (149 espèces) et de l'abondance (4911 ind./m<sup>2</sup>) laissent penser que ces communautés sont encore enrichies par des apports de matière organique provenant de la rivière de Noyal, mais que la contamination n'est plus aussi directe. Par ailleurs, la présence de *Tharyx marioni* et de *Capitella capitata* dans les vases hétérogènes, au coeur de ces vases compactes, laisse entrevoir une menace de perturbation. Cette phase de biostimulation (Glémarec 1998) est caractérisée par des densités très élevées, et pas toujours marquée par la disparition des espèces sensibles, les premières installées.

De toutes les communautés de vases considérées, celle de la rivière de Sarzeau est apparue la moins dégradée (IB 2). En fait, non seulement elle est la plus éloignée des sources de contamination, mais aussi elle est en contact avec les eaux plus saines de la partie occidentale du golfe, surtout en période de fortes marées. Le peuplement, dominé par *Melinna palmata* et *Euclymene oerstedii*, est associé à des espèces sensibles comme les Amphipodes *Ampelisca tenuicornis*, *A. diadema*, et le Bivalve *Parvicardium exiguum*, etc. Les valeurs de S (156 espèces) et de A (5440 ind./m<sup>2</sup>) y sont les plus élevées par rapport aux autres communautés de vases (IB 0-4 ou 5).

Les vases sableuses du centre de la zone d'étude correspondent à une étape de dégradation 2. Dans ces sédiments très peu profonds notamment en baie de Sarzeau qui n'est pas exemptée d'apports directs de polluants, les peuplements sont les plus riches en espèces et témoignent d'un état de déséquilibre.

Quant aux sables hétérogènes envasés de la partie centrale du bassin oriental, ils se trouvent à une étape de dégradation 0-2, et sont en contact direct avec les vases molles (IB 3) et les vases compactes (IB 0-4), d'où cette première étape de déséquilibre, malgré l'importance des actions hydrodynamiques dans la suite du chenal d'Arz.

Certaines zones à l'abri de l'action des courants marins souffrent d'une perturbation plus grave, comme les vases situées au pied des herbiers en baie d'Arz (IB 0-4 et 6).

Afli (1999) et Afli et Glémarec *sous presse* qui ont étudié dans cette partie orientale du golfe du Morbihan l'évolution de la macrofaune benthique de 1961 à 1995, ont tenté de hiérarchiser les facteurs environnementaux responsables. Les changements communautaires ont été remarquables et ont contribué au remplacement d'espèces sensibles par des espèces tolérantes, dans une première phase, et par des espèces opportunistes dans un second temps. Ceci témoigne d'une dégradation croissante de nos eaux côtières. Plusieurs facteurs sont à l'origine de cette évolution, les plus importants sont :

1- la fluctuation des herbiers de zostères, à affinité froide, en fonction des changements climatiques. Le couvert végétal a en fait une grande importance dans la limitation de l'envasement, d'une part, et constitue une nourricerie et une nursery pour bon nombre de benthontes, d'autre part.

2- l'eutrophisation engendrée par l'accroissement des apports de nutriments provenant essentiellement du bassin versant où les activités agricoles sont intenses.

3- les activités de raclage des fonds pratiquées autre fois par les pêcheurs d'huître, et de nos jours par ceux de la palourde japonaise qui engendrent une remise en suspension des particules fines et une augmentation de la turbidité de l'eau.

4- l'introduction, volontaire ou accidentelle, d'espèces invasives (Afli et Chenier *sous presse*). Certaines de ces espèces se sont intégrées dans l'écosystème sans provoquer de déséquilibre, comme le cas de la cyclope (*Cyclope neritea*) et celui de la palourde japonaise (*Ruditapes philippinarum*). D'autres, opportunistes quant à l'utilisation des ressources (habitat et nourriture) comme la crépidule (*Crepidula fornicata*) déséquilibrent les communautés locales et rendent le milieu impropre pour le développement des espèces natives.

5- l'envasement accru des sédiments suite à la disparition des zostères et à l'activité de dragage.

## CONCLUSION

Le golfe du Morbihan est un site pilote qui assemble toutes les menaces de perturbation et de pollution qui pèsent aujourd'hui sur les zones côtières, économiquement très importantes. Les activités anthropiques de plus en plus intenses dans ces zones engendrent des modifications du fonctionnement des écosystèmes, plus ou moins profondes en fonction de l'ampleur des perturbations. Avec la complexité des facteurs de l'environnement marin, l'utilisation des peuplements macrobenthiques comme bioindicateurs de l'état sanitaire du milieu s'avère d'une grande importance. Si le modèle des groupes écologiques et des indices biotiques se révèle plus précis dans cet examen, l'utilisation conjointe du modèle SAB est tout de même nécessaire pour définir, grâce à la valeur de l'abondance et celle de la biomasse, les phases de transition (écotone) et de biostimulation.

## REMERCIEMENTS :

Je tiens à remercier le Professeur Michel GLÉMAREC, de l'Université de Bretagne Occidentale (France), pour son aide précieuse dans la détermination des espèces et le traitement des données.

## BIBLIOGRAPHIE

- AFLI A. (1994). - Etat de santé de la macrofaune benthique dans le bassin nord de la rade de Brest. *Rap. DEA Océanologie Biologique et Environnement Marin. Univ. Bret. Occ., Brest (France)* : 28 pp.
- AFLI A. (1999). - Variabilité temporelle des peuplements macrobenthiques de la partie orientale du golfe du Morbihan (Bretagne). *Thèse de Doctorat. Univ. Bret. Occ., Brest (France)*: 205 pp.
- AFLI A. et CHENIER F. - Etat de Santé de la Macrofaune Benthique et Rôle des Espèces Invasives dans le Golfe du Morbihan (Bretagne, France). *Vie Milieu (sous presse)*.
- AFLI A. et GLÉMAREC M. - Fluctuation à long-terme des peuplements macrobenthiques de la partie orientale du golfe du Morbihan (Bretagne, France). *Cah. Biol. Mar., (sous presse)*
- BELLAN G. (1967). - Pollution et peuplements benthiques de substrats meubles dans la région de Marseille. 2ème partie : l'ensemble portuaire marseillais. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, 28 (8) : 51-95.
- BENZÉCRI J.P. & F., ALAWIEH A., AMANI N., ARBACHE C., VAN BELLINGHEM M., CABANNES J.P., CHEUNG Y.L., CHOLAKIAN V., DEHEDIN J., DESROUSSILLES C., FEGHALI C., GNARDELLIS H., GOPALAN T., GROUVEA V.H., GROSSETETE C. IBRAHIM C., KRAIBANI M., MAIZA S., MOURAD G., SKALLI A., TEILLARD P. & THIAM M. (1984). - La pratique de l'analyse des données. I - Analyse des correspondances et classification. *Exposé élémentaire. 2e Édition. Dunod. Paris* : 456 pp.
- BOUCHET J.M. (1962). - Etude bionomique d'une fraction du chenal du Bassin d'Arcachon. *Bull. Inst. Océanograph. Monaco*, 1252 : 16 pp.
- CHASSÉ C. et GLÉMAREC M. (1976). - Principes généraux de la classification des fonds pour la cartographie biosédimentaire. *J. Rech. Océanograph.*, 1 (3) : 1-12.
- GAUDEY A.L., LE GALL J.Y. et CAMUS P. (1995). - Evolution des flux potentiels d'azote et de phosphore en provenance du bassin versant du golfe du Morbihan. *Actes du Colloque Pluridisciplinaire 'La qualité de l'eau'. Univ. Nantes, 25-27 / 10 / 1995* : 131-134.
- GLÉMAREC M. (1964). - Bionomie benthique de la partie orientale du golfe du Morbihan. *Cah. Biol. Mar.*, 5 : 33-96.
- GLÉMAREC M. (1993). - Variabilité temporelle des systèmes littoraux. *J. Rech. Océanogr.*, 18 (1 et 2): 19-23.
- GLÉMAREC M. (1998). - Perturbations anthropiques au niveau des peuplements des milieux sédimentaires. *in Ecologie marine. Ed. C. Alzieu. Ann. Inst. Océanogr. Paris.*
- HILY C. (1984). - Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hyper-trophiques de la rade de Brest. Volume 1. *Thèse de Doctorat. Univ. Bret. Occ., Brest (France)* : 359 pp.
- HILY C., LE BRIS H., MAJEED S. et GLEMAREC M. (1986). - Surcharge du milieu côtier en matière organique. *Actes du 1er colloque d'Océanographie Côtière. Bordomer 1985* : 214-229.
- HOLLING C.S. (1973). - Resilience and stability of ecological systems. *Am. Res. Ecol. Syst.*, 4: 1-24.
- KITAMORI R. & FUNAE K. (1959). - The benthic community in polluted coastal waters. Osaka Bay. *Island Sea Biol. Station Bull.*, 12 : 215-222.
- LEBART L., MORINEAU A. & FENELON J.P. (1982). - Traitement des données statistiques, méthodes et programmes. *Dunod, Paris* : 518 pp.
- LEPPAKOSKI E. (1971). - Benthic recolonization of the bornholm basin (southern Baltic) in 1969-1972. *Thalassia Jugosl.*, 7 : 171-179.
- MARCOS F., JANIN J.M. et LE SAUX J.M. (1995). - Modélisation hydrodynamique du golfe du Morbihan. *Direction des Etudes et Recherches. Service Applications de l'Electricité et Environnement* : 120-135.
- MARGALEF R. (1968). - Perspectives in ecological theory. *Chicago Series in Biology. Univ. Chicago Press* : 11 pp.
- ODUM E.P. (1969). - The strategy of ecosystem development. *Science 1964* : 262-270.
- PEARSON T.H. (1975). - The benthic ecology of Loch Linnhe Eil, a sea-loch system on the west coast of Scotland. IV. Changes in the benthic fauna attributable to organic enrichment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 20 : 1-41 pp.

- PEARSON T.H. & ROSENBERG R. (1978). - Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol., Ann. Rev.*, 16 : 229-311.
- PETERSEN C.G.J. (1918). - The sea-bottom and its production of fish food. A survey of the work done in connection with valuation of the Danish waters from 1883-1917. *Rep. Dan. Biol. Stn.*, 25 : 1-62.
- PIELOU E.C. (1966). - Shannon's formula as a measure of specific diversity : its use and measure. *Am. Nat.*, 100 : 463-465.
- REISH D.J. (1959). - An ecological study of pollution in Los Angeles, Long Beach Harbors, California. *Allan Hancock Found., Public., Occ. paper*, 22 : 117 pp.
- RICE D.L., BIANCHI T.S. & ROPER E.H. (1986). - Experimental studies of sediment reworking and growth of *Scoloplos armiger* (Orbiniidae : Polychaeta). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 30 : 9-19.
- ROSENBERG R. (1972). - Benthic fauna recovery in a Swedish fjord following the closure of a sulphite pulp mill. *Oikos*, 23 : 92-108.
- SHEPARD F.P. (1954). - Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *J. sediment. Petrol.*, 24 : 151-158.
- SMITH W. & MC-INTYRE A.D. (1954). - A spring -loaded bottom simplifier. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 33 : 257-264.
- WARD J.H. (1963). - Hierarchical grouping to optimize and objective function. *J. Am. Stat. Assoc.* : 58 pp.