

**Écologie / Écotoxicologie**

**LES GROUPES ÉCOLOGIQUES ET ZOOLOGIQUES  
D'INVERTÉBRÉS MARINS FACE AUX DÉGRADATIONS  
DE L'ENVIRONNEMENT CÔTIER**

par

Michel GLÉMAREC

et Jacques GRALL

Face aux dégradations de l'environnement côtier, les réponses des structures benthiques en milieu sédimentaire sont évaluées grâce à la reconnaissance de groupes écologiques de polluo-sensibilité différente. Ces groupes réagissent à la surcharge de matière organique mais aussi à la présence, le plus souvent simultanée, de contaminants chimiques. Les taxons utilisés vivent dans ces milieux anoxiques et toxiques grâce à différents types d'adaptation : stratégie de détoxification, hébergement de bactéries symbiotiques. Ces réponses étant peu spécifiques, la tentative est grande de limiter la détermination des taxons à un niveau très inférieur (phylum, famille...). C'est avec une extrême prudence que l'on peut avancer dans cette voie tout en progressant dans la mise en œuvre de programmes de veille écologique à long terme.

**Ecological and zoological groupings within marine invertebrates  
in relation to coastal perturbations**

Changes in the structure of sedimentary benthic assemblages in relation to anthropogenic perturbations is based on the recognition of ecological groups of different sensitivity to pollution. Reaction of these groups, when faced with organic inputs and/or chemical-contaminants, is different from each other. Some of the taxons used in this model are able to live within toxic or anoxic conditions using several adaptation strategies like detoxification or symbiosis with sulfo-reductive bacterias. These adaptation being poorly specific, it has been tried to restrict taxa determination to a much lower level than species (e.g. family or phylum...). We have to remain cautious in this approach to avoid interpretation errors while we have to make progress in the implementation of long term ecological surveys.

**Introduction**

Le milieu sédimentaire marin héberge des structures de peuplements ou communautés d'espèces et d'individus résidents, redondantes dans le temps et dans l'espace. La reconnaissance et la description de ces unités de peuplement de l'endofaune a permis depuis de longues années d'identifier les facteurs environnementaux ou écologiques (abiotiques) qui sont responsables du maintien et de la variabilité temporelle de ces structures. Celles-ci fluctuent en effet en fonction de la variabilité naturelle des facteurs édaphiques et climatiques au sens large (salinité, température, lumière...). Plus récemment on a reconnu que ces structures écologiques réagissaient à plusieurs types de stress ou perturbations, puisque les espèces composant ces unités peuvent avoir des tolérances physiologiques, trophiques... différentes (PEARSON & ROSENBERG, 1978). Ces invertébrés de l'endofaune ne peuvent éviter ces conditions défavorables puisque leur mobilité est très limitée. Dès lors les invertébrés benthiques sont utilisés comme indicateurs biologiques, car ils sont susceptibles de répondre de façon prédictible mais diversifiée aux différents types de stress d'origine anthropique.

Indépendamment des fluctuations naturelles des facteurs écologiques, les espèces vivant en milieu marin côtier subissent essentiellement deux types de perturbations :

- exposition à l'hypoxie liée à la surcharge en matière organique dont la dégradation est consommatrice d'oxygène ;
- exposition à des contaminants chimiques qui s'accumulent dans les sédiments où vit cette faune endogée (métaux lourds, composés organiques comme les hydrocarbures, les pesticides...).

Sous l'action de ces actions perturbatrices, il est possible de reconnaître au sein des structures mises en place des groupes écologiques ou indicateurs biologiques. L'examen taxonomique de ces groupes écologiques révèle qu'ils appartiennent à des groupes taxonomiques à différents niveaux (classes, familles). Lorsque les milieux surchargés en matière organique sont anoxiques, voire sulfureux, seuls certains taxons spécialisés survivent et leur cosmopolitisme sur le plan géographique, pour ne pas dire leur distribution universelle, nous amène à rechercher quelles sont les adaptations physiologiques qui leur permettent de survivre dans ces milieux extrêmes. Si ce sont toujours les mêmes espèces ou taxons comparables que l'on retrouve dans ces milieux extrêmes, le problème de l'identification même de ces taxons est posé et la tentation est forte de se limiter à un faible niveau taxonomique, celui du phylum ou de la famille. C'est à ces questions que nous tentons de répondre.

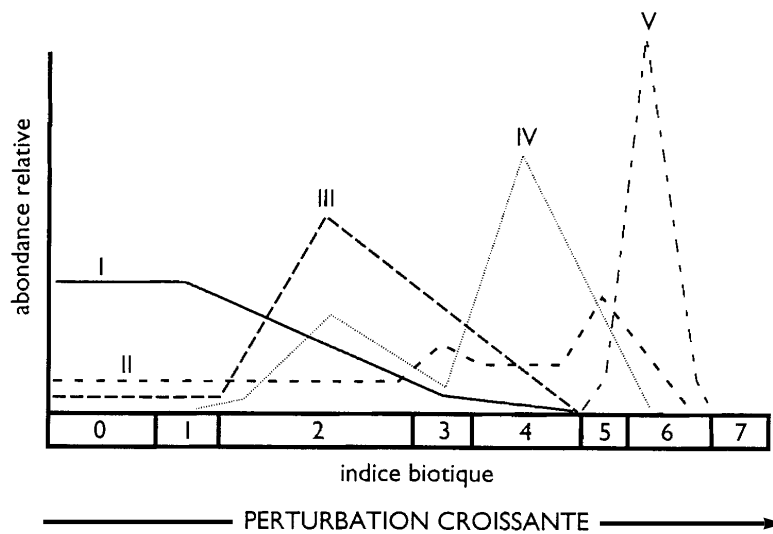
**Les méthodes d'évaluation basées sur les groupes écologiques**

La réponse des structures benthiques, selon DAUER *et al.* (1993), repose sur le paradigme de PEARSON & ROSENBERG (1978) qui établit que ces structures, face à la qualité de l'habitat et notamment par rapport à la surcharge en matière organique, réagissent selon trois stades progressifs. L'abondance (A) des organismes s'accroît, la richesse spécifique (S) également, puis les espèces dominantes changent le long du gradient de perturbation et les espèces sensibles à la pollution sont remplacées par des

### Invertébrés face aux dégradations

espèces tolérantes. Un troisième descripteur synthétique, la biomasse (B), est utilisé parallèlement. De fait avec cette technique SAB, PEARSON & ROSENBERG (1978) reconnaissent ce principe de groupes écologiques composés d'espèce de polluosensibilité différente. Ces groupes sont considérés comme des indicateurs biologiques et allant plus avant dans cette démarche, GLEMAREC & HILY (1981), HILY (1984) utilisent leurs distributions et leurs importances relatives le long d'un gradient de perturbation pour définir des Indices Biotiques de 0 à 7.

Cette technique des Indices Biotiques est couplée aujourd'hui à la méthode SAB et elle a été appliquée sur de nombreux sites en Bretagne : plages soumises aux marées noires (MAJEED, 1987), rade de Brest (GRALL & GLEMAREC, 1997), golfe du Morbihan (AFLI, 1999)... D'autres chercheurs comme DAUER *et al.* (1993) apportent des éléments sur la profondeur à laquelle les espèces survivent, d'autres comme WESTON (1990) montrent que les espèces de ces groupes appartiennent à des groupes trophiques différents (guildes) le long du gradient d'enrichissement organique, concept qui est repris ci-dessous dans la définition des Indices Biotiques.



**Figure 1**

Modèle des Indices Biotiques (d'après GLÉMAREC & HILY, 1981) montrant l'importance relative des différents groupes écologiques le long du gradient de perturbation croissante.

#### Le modèle des Indices Biotiques

Le modèle des Indices Biotiques (fig. 1) reconnaît quatre grandes étapes :

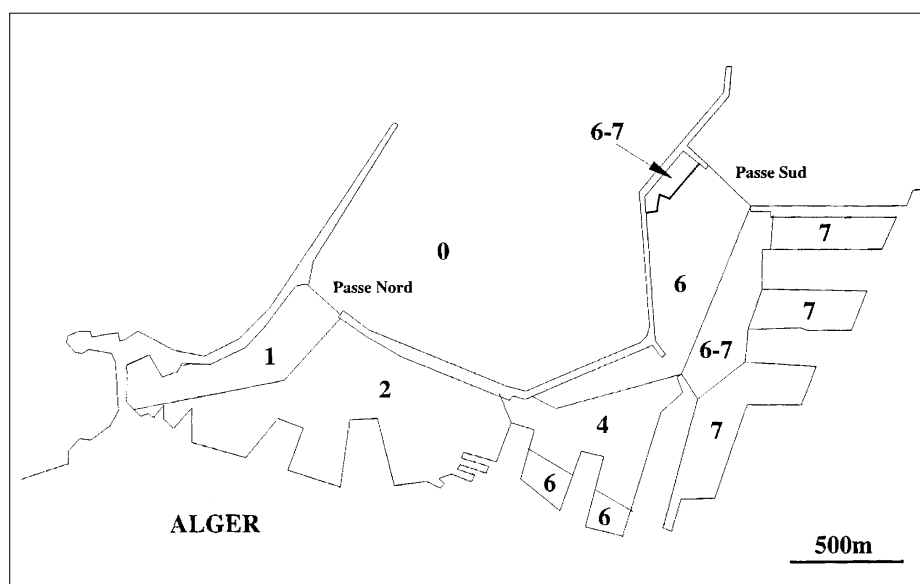
- **LB. 0** : les espèces sensibles (groupe écologique I) dominant et ce sont les premières à disparaître. Ce sont essentiellement des espèces suspensivores, dépositivores de surface ou carnivores, qui définissent l'état normal du peuplement.
- **LB. 2** : Les espèces tolérantes (groupe III), qui étaient présentes en situation normale mais dominées, sont ici stimulées et plus abondantes. Ce sont des dépositivores de surface comme les Bivalves (*Abra*, *Tellina*...), des Polychètes Ampharétidés ou Spionidés

## Bulletin de la Société zoologique de France 125 (1)

se nourrissant du film de matière organique de surface. Apparaissent aussi les premiers détritivores, consommateurs de matière végétale figurée, c'est le cas d'*Apeudes latreilli* (Crustacé, Tanaïdace), de Néréidés ou d'Amphipodes Talitridés, Dexaminidés, Gammaridés, Mélitidés... Ces espèces tolérantes, dominant les espèces sensibles, définissent cette première étape du déséquilibre. Les estuaires étant des milieux naturellement stressés ou déséquilibrés seront colonisés préférentiellement par ce groupe des espèces tolérantes.

– **I.B. 4** : Il est caractérisé par des espèces opportunistes de second ordre (groupe IV) susceptibles de proliférer. C'est la première étape de pollution. Ces espèces sont des déposivores de surface ou de subsurface (limivores) qui appartiennent à des familles de Polychètes spécialisées parmi lesquelles les Cirratulidés (*Audouinia*, *Cirratulus*, *Chaetozone*, *Heterocirrus*...), les Spionidés du genre *Polydora* avec de nombreuses espèces, les Néréidés du genre *Neanthes*, des Euniciens de la famille des Dorvilléidés (genres *Protodorvillea*, *Schistomeringos*, *Ophryotrocha*...), des Capitellidés (genres *Mediomastus*, *Capitomastus*...). En milieu dessalé ce groupe est représenté par *Heteromastus filiformis* (Capitellidé), *Streblospio spp.* (Spionidé), *Neanthes succinea* et *virens*.

– **I.B. 6** : C'est l'étape de pollution maximale, caractérisée par quelques espèces opportunistes de premier ordre, qui atteignent des densités exceptionnelles (100000 ind.m<sup>-2</sup>) à la surface des sédiments réduits. Ces espèces très peu nombreuses sont le Capitellidé *Capitella capitata* (complexe d'espèces), le Spionidé *Malacoceros fuliginosus* et le Leptostracé *Nebalia bipes*. Ces espèces cohabitent avec de nombreux Oligochètes (*Clitellata*) et Nématodes.



**Figure 2**

Dégradation des peuplements dans le port d'Alger (d'après REBZANI-ZAHAF, 1992).

### Invertébrés face aux dégradations

Entre ces quatre grandes étapes existent des étapes de transition ou écotones 1, 3 et 5, définies en premier lieu par l'effondrement des paramètres S et A ou au contraire, par l'explosion d'une espèce indifférente (groupe II), favorisée ici par le manque de compétition. Ces espèces sont généralement carnivores (*Nephtys hombergii* par exemple) ou nécrophages (Pagures par exemple). L'étape 7 correspond au milieu azoïque puisque aucun invertébré n'y survit.

Ce modèle mis au point en Bretagne est susceptible d'être transposé sous différentes latitudes avec d'autant plus de facilité que les groupes opportunistes IV et V présentent un caractère cosmopolite voire universel dans le cas de *Capitella capitata*. La figure 2 est un exemple d'application de cette méthode dans le cas du port d'Alger (d'après les données de REBZANI-ZAHAF, 1992). Les structures portuaires confinent les apports des matières organiques et/ou des contaminants, et, de la passe nord à la passe sud, on assiste à une dégradation croissante traduite par les Indices Biotiques. Les darses de la partie est du port sont des milieux totalement azoïques (I.B. 7).

Ce modèle traduit aussi la modification et la simplification trophique qui apparaît le long de ce gradient. En conditions normales le flux trophique est essentiellement basé sur l'apport vertical des apports planctoniques d'où la part des suspensivores au sein du groupe I. Avec le dépôt croissant de la matière organique en surface (premier stade de déséquilibre) les dépositivores de surface prennent de l'importance. Les dépositivores de subsurface (groupe IV) avalent le sédiment lui-même ou la matière végétale enfouie ; dès qu'ils dominent, ceci signifie que le sédiment est complètement stabilisé et que les fouisseurs peuvent maintenir des tubes ou des terriers permanents en profondeur. Avec l'apparition du groupe V, il n'y a plus qu'une très faible épaisseur de surface qui est habitable. Les carnivores (groupes I et II) ont disparu et tout contrôle biologique est devenu impossible : on assiste donc à des proliférations anarchiques de ces espèces opportunistes. WESTON (1990) décrit un scénario similaire à proximité des cages de mariculture dans l'état de Washington (Puget Sound). Tous les groupes trophiques sont représentés à 450 mètres des cages. À 90 mètres des cages les suspensivores et les herbivores ont disparu. Carnivores et dépositivores de surface montrent un déclin similaire et sous les cages il ne reste plus que des dépositivores de subsurface.

### Diversité spécifique et diversité taxonomique

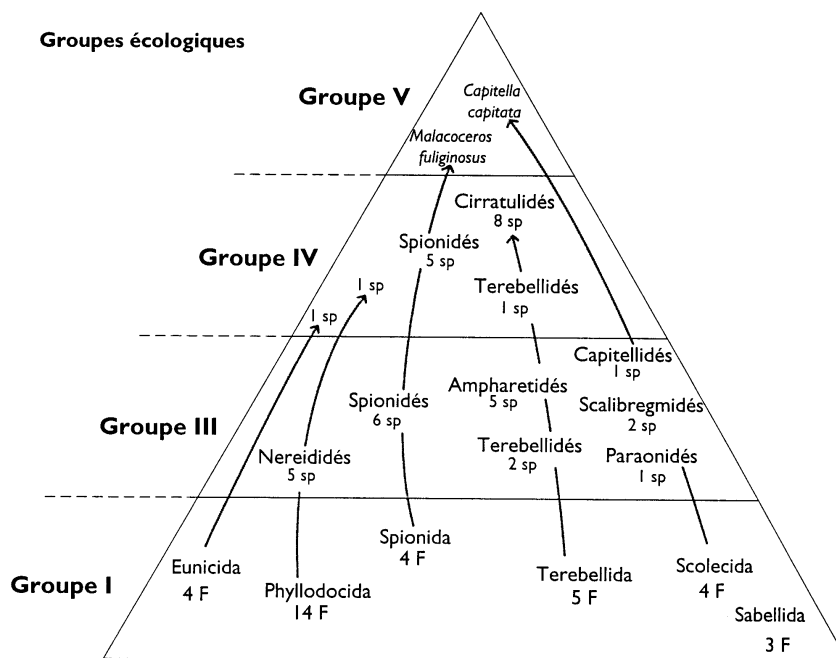
Le modèle des Indices Biotiques fait apparaître une diversité spécifique décroissante puisque les espèces susceptibles de survivre dans les milieux enrichis, hypoxiques puis réduits, sont en nombre décroissant. À titre d'illustration, on peut citer l'exemple de la rade de Brest (GRALL & GLEMAREC, 1997) où le groupe I comprend 176 espèces, le groupe II 52 espèces, le groupe III 31 espèces, le groupe IV 12 espèces et le groupe V seulement 3 espèces, si l'on exclut les Oligochètes et les Nématodes. Cette diversité spécifique décroissante le long de ce gradient d'enrichissement organique nous amènent à considérer l'appartenance taxonomique des groupes écologiques concernés.

La classe des Polychètes, la mieux représentée le long d'un tel gradient de perturbation nous offre la possibilité d'illustrer cette diversité décroissante et le niveau taxonomique concerné. ROUSE et FAUCHALD (1997) proposent à la suite d'une série

## Bulletin de la Société zoologique de France 125 (1)

d'analyses cladistiques, une nouvelle systématique de ce taxon, les Polychètes. Ils insistent sur le caractère inadéquat des catégories linnéennes situées au-dessus de la famille et dans ce cas la terminaison latine ne peut être interprétée comme l'appartenance du taxon à une catégorie linnéenne précise. Si l'on applique cette systématique au cas de la rade de Brest (figure 3), les groupes écologiques I et II rassemblent six grands groupes :

- groupe des *Phyllodocida* comprend 14 familles, dont une seule, les Néréidés, qui est bien représentée avec 5 espèces dans le groupe III (tolérante) et avec une espèce *Neanthes caudata* dans le groupe IV ;
- les *Eunicida* sont représentés par 4 familles au niveau des groupes I et II, dont une seule espèce appartient au groupe IV, il s'agit du *Schistomeringos rudolphii* de la famille des Dorvilléidés ;
- les Polychètes sédentaires sont mieux représentées dans les groupes des tolérantes et des opportunistes à l'exception des *Sabellida* avec 3 familles qui n'appartiennent qu'au groupe des espèces sensibles (groupe I) ;
- les *Terebellida* avec 5 familles dans les groupes I et II n'ont plus que 2 familles dans le groupe III, les Térébellidés et les Ampharétidés, mais ce sont les Cirratulidés qui sont majoritaires dans le groupe IV avec 8 espèces ;
- les *Spionida* (4 familles dans les groupes I et II) ont 6 espèces de Spionidés dans le groupe III, 5 espèces appartenant au genre *Polydora* dans le groupe IV et une seule espèce dans le groupe V : *Malacoceros (Scolelepis) fuliginosus* ;

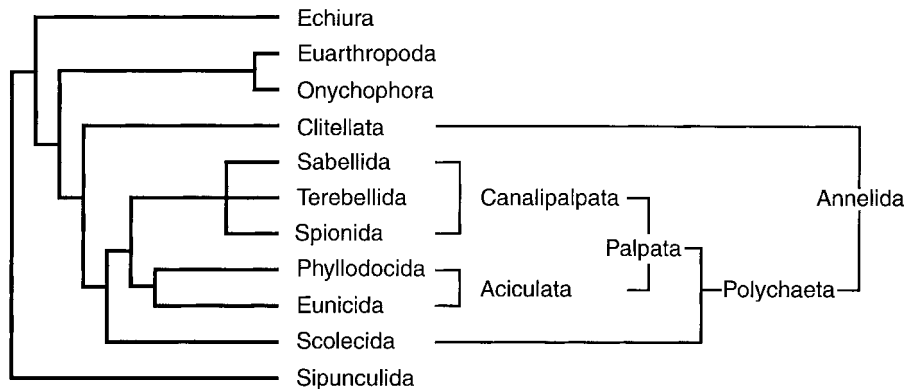


Diversité décroissante du nombre de familles et d'espèces de Polychètes, au sein des groupes écologiques, en rade de Brest. Les espèces du groupe II appartiennent toutes aux *Eunicida* et aux *Phyllodocida*.

### Invertébrés face aux dégradations

– les *Scolecida* (4 familles dans les groupes I et II) ont 3 familles dans le groupe III : Scalibregmidés, Paraonidés et Capitellidés. Dans cette famille une seule espèce appartient au groupe V : *Capitella capitata*. Avec cette espèce « universelle » on introduit le concept de groupe d'espèces.

L'identification des groupes écologiques liés à l'excès de matière organique révèle donc que les espèces opportunistes appartiennent à des groupes taxonomiques spécialisés ceci à des niveaux taxonomiques différents. En utilisant les niveaux taxonomiques utilisés classiquement en France, cela va du phylum des Nématodes à la classe des Oligochètes (*Clitellata*), à la famille des Capitellidés, au genre *Neanthes* voire à l'espèce *Malacoceros fuliginosus*. A partir de cette constatation, il est possible de se référer aux approches systématiques les plus modernes, celles de ROUSE et FAUCHALD (1997) pour les Polychètes par exemple.



**Figure 4**

Classification simplifiée des Annélides et des groupes voisins  
(d'après ROUSE & FAUCHALD, 1997).

Ces auteurs réalisent une série d'analyses cladistiques grâce à des caractéristiques anatomiques en codant et en affichant des poids différents à certains de ces caractères. La figure 4, réalisée d'après ROUSE et FAUCHALD (1997), résume les grandes divisions au sein des Annélides. Ceux-ci incluent deux ensembles : les *Clitellata* et les *Polychaeta*. Ces derniers sont divisibles en *Palpata* et *Scolecida*, mais ces derniers se rapprochent des *Clitellata* comme le suggère cette figure. C'est dans l'ensemble des *Scolecida* que l'on trouve des familles (tableau 1) qui ont des représentants dits opportunistes, proliférant dans les milieux riches en matière organique et en coexistence avec les *Clitellata* (et les Nématodes). Similitude écologique et parenté taxonomique sont-elles liées ? Les premiers Capitellidés décrits ont fait partie intégrante du genre *Lumbricus* et ce n'est qu'en 1862 que la famille des Capitellidés a été isolée au sein des Polychètes. Les Capitellidés possèdent des caractéristiques anatomiques uniques qui ont été jusqu'ici mal comprises. C'est ainsi que NIELSEN (1995) a argumenté pour rapprocher Capitellidés et *Clitellata* sur des bases anatomiques et seules des analyses génétiques permettront de trancher dans l'avenir. Toujours dans les *Scolecida*, on trouve aussi la famille des Cossuridés séparée aujourd'hui des Cirratulidés (DAY, 1967). On peut citer dans cette famille des Cossuridés

**Bulletin de la Société zoologique de France 125 (1)**

le cas d'une espèce cosmopolite (Pacifique Nord Est, Atlantique Ouest et Est) *Cossura pygodactyla* Jones qui vit en densités considérables, 30.000 ind.m<sup>2</sup>, dans le bassin d'Arcachon. Son habitat (BACHELET et LAUBIER, 1994) est une vase noire peu profonde riche en matière organique et en feuilles de Zostères en décomposition. Sa disparition estivale est liée au déficit d'oxygène, il s'agit bien là d'une espèce opportuniste et d'un habitat classique des espèces d'une famille proche, celle des Capitellidés. Ces habitats hypoxiques ou anoxiques ne sont pas seulement le lieu de prédilection de ces *Scolecida*. Parmi les opportunistes (de second ordre généralement) on trouve des représentants des Dorvilléidés (appartenant au *Eunicida*) et aux Cténodrilidés (séparés aujourd'hui des Cirratulidés). Ces petites espèces classées généralement dans la méiofaune affectionnent des habitats très spécialisés avec présence d'algues ou dans les aquariums en conditions stagnantes avec accumulation de matière organique. C'est le cas des *Staurocephalus spp.*, des *Ophryotrocha spp.*, des *Ctenodrilus spp.* ou *Raricirrus spp.* ... On peut noter que *Raricirrus beryli* (Petersen et George, 1991) est une espèce indicatrice des sédiments pollués par les hydrocarbures et abondante dans les champs pétrolifères de la Mer du Nord (VOVELLE *et al.*, 1994).

**Tableau 1**

Familles composant le clade des *Scolecida*.

|                  |
|------------------|
| Arenicolidae     |
| Maldanidae       |
| Capitellidae     |
| Opheliidae       |
| Scalibregmatidae |
| Orbiniidae       |
| Paraonidae       |
| Questidae        |
| Cossuridae       |

Cette double approche écologique et taxonomique peut aussi être développée sur d'autres taxons. Pour les Bivalves, il est suffisant de rappeler que les espèces tolérantes appartiennent à des familles comme les Tellinidés (*Macoma*), les Scrobiculariidés (*Scrobicularia*) ou Semélidés (*Abra*) et qu'aucun Bivalve n'est opportuniste. On notera avec intérêt la présence des Lucinidés et Thyasiridés dans les habitats réduits que constituent les mattes d'herbiers de Zostères. D'une façon comparable l'ensemble des Crustacés appartient essentiellement aux espèces sensibles, mais il est possible au sein



### Invertébrés face aux dégradations

des Amphipodes de reconnaître des familles d'espèces tolérantes signalées précédemment. Le groupe des Tanaïdacs comme celui des Leptostracés ont aussi des représentants en milieux déséquilibrés voire pollués.

#### Adaptations physiologiques aux conditions anaérobies et sulfureuses

Une des découvertes les plus intéressantes en biologie marine de ces 20 dernières années est la symbiose existant entre des bactéries chimiotrophes et une variété d'invertébrés. Ce qui était l'originalité première des sources hydrothermales est susceptible d'exister dans les milieux littoraux hypoxiques où les composés sulfurés et le méthane deviennent sources de carbone grâce au pouvoir réducteur des bactéries spécialisées. Dès 1981, GIERE décrit des *Clitellata* marins sans tube digestif qui hébergent des bactéries symbiotiques. Cette propriété se retrouve par la suite chez d'autres groupes comme les Nématodes, certains Crustacés Isopodes, des Ostracodes et des Cephalocarides (OTT, 1995). C'est aussi le cas des Bivalves Lucinidés et Thyasiridés cités auparavant. LE PENNEC *et al.* (1995) ont décrit des bactéries endosymbiontes dans les branchies de *Lucinoma borealis*, *Lucinella divaricata*, *Loripes lucinalis* vivant dans les herbiers de Zostères et aussi chez *Thyasira flexuosa* vivant dans les milieux portuaires. Cette recherche s'est avérée vaine chez les Bivalves *Abra tenuis* et *Tapes decussatus*. THEEDE *et al.* (1995) ont montré comment certains bivalves survivent face à l'hydrogène sulfuré sans avoir recours à des bactéries symbiotiques. C'est le cas de *Scrobicularia plana*, *Macoma balthica* qui vivent au fond de la mer Baltique ou dans les estuaires, espèces que nous affectons au groupe III (tolérantes).

Il existe ainsi chez les invertébrés une variété de stratégies de détoxication. *Heteromastus filiformis* (Capitellidé) par exemple utilise son taux élevé d'hémoglobine pour stocker des quantités d'oxygène qui lui permettent de transformer l'hydrogène sulfuré toxique en thiosulfate non toxique. L'hydrogène sulfuré est ainsi utilisé comme source d'énergie. Celui-ci serait même indispensable pour la survie en élevage d'*Heteromastus filiformis* (CLOUGH et LOPEZ, 1993). Il en serait de même pour *Capitella capitata* (TSUTSUMI, communication personnelle). Des études parallèles ont été menées chez *Arenicola marina* (THEEDE *et al.*, 1995) qui appartient à la famille des Arénicolidés toujours dans les *Scolecida*. Nul doute qu'avec le développement actuel des recherches en ce domaine, on pourra expliquer la présence de ces espèces opportunistes vivant en milieu réduit et sulfureux, soit grâce à la présence de bactéries symbiotiques soit grâce aux stratégies de détoxication.

#### Discussion ou quel est le niveau taxonomique requis pour évaluer les perturbations ?

Le dépôt et l'accumulation de la matière organique sont fortement liés à la dynamique des particules sédimentaires mais les éléments toxiques comme les métaux et autres micropolluants ont également tendance à s'accumuler sur ces mêmes particules fines et le matériel organique. Il s'avère que les réponses des invertébrés marins ne sont pas spécifiques et que d'une façon globale, il est possible d'assimiler les zones

**Bulletin de la Société zoologique de France 125 (1)**

anoxiques aux zones toxiques. Quelles que soient les formes de la matière organique et des différents composés organiques, qu'ils soient toxiques ou non, ce sont toujours les espèces sensibles qui disparaissent les premières, laissant la place à des espèces tolérantes qui sont stimulées par un premier excédent de nourriture. Si le stress s'accroît, les espèces opportunistes s'installent et prolifèrent. Elles disparaissent à leur tour face aux contaminants chimiques du milieu.

Certains clades étant particulièrement adaptés, il n'est pas étonnant de les retrouver de façon universelle dans les mêmes situations anoxiques et toxiques. C'est ainsi dans le cas de la déstructuration des peuplements (I.B. 6) et dès lors se pose le problème de pousser la détermination des taxons jusqu'au niveau spécifique.

WARWICK (1988) a été le premier à suggérer que ce niveau d'identification n'était pas nécessaire. D'autres l'ont immédiatement suivi arguant d'économie de temps (50%) et du coût afférent (AGARD *et al.*, 1993). SOMERFIELD et CLARKE (1995) montrent sur des exemples précis que lorsque l'on se contente du niveau des familles on perd une très faible part de l'information. Si l'on s'en tient aux phylums les résultats sont encore interprétables (!). Les auteurs ont soin, cependant, de préciser que ceci n'est possible que lorsque des gradients forts existent. OLSGARD *et al.* (1997), toujours dans le cas des impacts pétroliers (où l'on se soucie fort des coûts financiers et du « time-consuming ») modulent tout ce qui a été dit précédemment : les analyses réalisées au niveau des classes et des phylums peuvent être suffisantes pour détecter des perturbations importantes, mais ne peuvent révéler de subtiles différences dans ces communautés benthiques, associées à de faibles niveaux de contamination. En d'autre termes, il est évident que pour détecter un I.B. 4 ou 6 le niveau des classes et des phylums suffit (disparition des Crustacés, apparition des Nématodes et Oligochètes). Pour évaluer le premier signe de déséquilibre, I.B. 2, le niveau des espèces est obligatoire. D'autant qu'avec le premier déséquilibre, le nombre d'espèces doit être supérieur à ce qu'il est en situation normale. OLSGARD et GRAY, dès 1995, montrent que, mieux que tout indice de diversité (méthode préconisée auparavant dans les milieux pétroliers), les analyses multivariées, basées sur la comparaison détaillée de la totalité des réponses de toutes les espèces, sont capables de détecter de faibles taux de contamination, en l'occurrence le taux de baryte utilisé dans les boues de forage.

Le problème n'est plus aujourd'hui de détecter les zones fortement polluées, il est par contre devenu intéressant, à titre préventif, de détecter les premiers signes de perturbation, qui apparaissent avec les phénomènes généraux d'eutrophisation dans les mers européennes. Si l'on s'en tient aux familles ce n'est pas suffisant : les Néréidés et les Spionidés ont des représentants dans l'ensemble des groupes écologiques. Par contre l'apparition de *Neanthes spp.* et celle des *Polydora* sont des signaux importants, montrant la nécessité d'une détermination au niveau du genre. Néanmoins, et sans abonder dans le sens de ceux qui préconisent les économies de temps et d'argent, il est possible de se cantonner au niveau de la famille dans plusieurs cas précis. Il s'agit au sein des Polychètes des familles de Cirratulidés, de Dorvilléidés et de Capitellidés (hormis les *Notomastus* et les *Dasybranchus*) pour lesquelles descendre au niveau de l'espèce n'apporte rien de plus, d'autant que la richesse spécifique dans les milieux pollués (I.B. 4 et 6) est déjà très amoindrie et que son évaluation précise ne constitue plus ici un critère indispensable. Faut-il encore que ces préconisations soient mises en œuvre avec la plus

### Invertébrés face aux dégradations

grande prudence. Des tentatives d'évaluation des perturbations grâce à des méthodes graphiques ont été suggérées (WARWICK, 1986). Elles étaient basées sur le fait que les espèces opportunistes prolifèrent mais sont de très faible poids. On est très vite parvenu à des erreurs d'interprétation inacceptables (DAUER *et al.*, 1993).

Pour des raisons évoquées ci-dessus, l'utilisation des Indices Biotiques constitue donc un outil essentiel qui de surcroît n'est pas aussi coûteux qu'on le prétend. De plus le recours aux analyses chimiques, très coûteuses au demeurant, vient de façon complémentaire expliciter les différents niveaux de dégradation enregistrés par les organismes vivants. Au vu des études qui se développent actuellement, il n'est pas impossible qu'avec la méthode des Indices Biotiques, couplée à certaines mesures de contaminants, on puisse arriver dans ce domaine à simplifier les protocoles de mesures. C'est un objectif à atteindre pour que se développent des programmes de veille écologique, mais dans l'immédiat la prudence est de vigueur, avant de préconiser toute réduction au niveau de certaines catégories taxonomiques.

#### Remerciements

Les auteurs sont très redevables envers Guillemette Joly et Christian Hily. Qu'ils soient tous deux sincèrement remerciés ici.

Institut Universitaire Européen de la Mer  
 Université de Bretagne Occidentale, UMR CNRS 6539. LEMAR  
 Technopôle Brest Iroise, 29 280 Plouzané.  
 e-mail : jgrall@univ-brest.fr

### RÉFÉRENCES

- Pour les références taxonomiques citées dans le texte nous renvoyons à l'inventaire anglais :
- HOWSON, C.M. & PICTON, B.E. (1997).- *The Species Directory of the Marine Fauna and Flora of the British Isles and Surrounding Seas*. Ulster Museum and The Marine Conservation Society, Belfast and Ross-on-Wye.
- AFLI, A. (1999).- *Variabilité temporelle du benthos de la partie orientale du Golfe du Morbihan (Bretagne)*. Thèse de Doctorat, Université de Bretagne Occidentale, 194 p.
- AGARD, S.B.R., GOBIN, S. & WARWICK, R.M. (1993).- Analysis of macrobenthic community structure in relation to pollution, natural oil seepage and seasonal disturbance in a tropical environment (Trinidad, West-India). *Marine Ecology Progress Series*, **92**, 233-243.
- BACHELET, G. & LAUBIER, L. (1994).- Morphology, ecology and juvenile development of *Cossura pygodactylata* Jones (*Polychaeta, Cossuridae*) in Arcachon Bay, South West France, with a reassessment of the geographical distribution of *C. pygodactyla* and *C. soyeri*. *Mémoires du Muséum national d'Histoire Naturelle*, **162**, 355-369.
- CLOUGH, L.M. & LOPEZ, G.R. (1993).- Potential carbon sources for the head-down deposit-feeding polychaete *Heterocirrus filiformis*. *Journal of Marine Research*, **51**, 596-616.
- DAUER, D.M., LUCKENBACH, M.W. & RODI, A.J. (1993).- Abundance biomass comparison (ABC method) : effects of an estuarine gradient, anoxic/hypoxic events and contaminated sediments. *Marine Biology*, **116**, 507-518.

**Bulletin de la Société zoologique de France 125 (1)**

- DAY, J.H. (1967).- *A monograph on the Polychaeta of Southern Africa. British Museum (Natural History)*. Publication 656. British Museum (Natural History). London.
- GIERE, O. (1981).- The gutless marine oligochaete *Phalodrilus leukodermatus*. Structural studies on an aberrant tubicid associated with bacteria. *Marine Ecology Progress Series*, **5**, 353-357.
- GLEMAREC, M. & HILY, C. (1981). Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica, Oecologica Applicata*, **2**, 139-150.
- GRALL, J. & GLEMAREC M. (1997).- Using Biotic Indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **44** (supplément A), 43-53.
- HILY, C. (1984).- *Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la rade de Brest*. Thèse de Doctorat d'Etat, Université de Bretagne Occidentale, vol. 1, 359 p., vol. 2, 337 p.
- LE PENNEC, M., HERRY, A., JOHNSON, M. & BENINGER, P. (1995).- Nutrition - gametogenesis relationship in the endosymbiont host bivalve *Loripes lucinalis* (Lunicidae) from reducing coastal habitats. In *Biology and ecology of shallow coastal waters*, A. Eleftheriou, A. Ansell, C. Smith, Eds., pp 139-142. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- MAJEED, S.A. (1987).- Organic matter and biotic indices on the beaches of North Brittany. *Marine Pollution Bulletin*, **18**, 490-495.
- NIELSEN, C. (1995).- *Animal Evolution*. Oxford University Press, Oxford.
- OTT, J.A. (1995).- Sulfide symbioses in shallow sands. In *Biology and ecology of shallow coastal waters*, A. Eleftheriou, A. Ansell & C. Smith, Eds., pp 143-147. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- OLSGARD, F. & GRAY, J. (1995).- A comprehensive analysis of the effect of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Marine Ecology Progress Series*, **122**, 277-306.
- OLSGARD, F., SOMERFIELD, P.J. & CARR, M.R. (1997).- Relation between taxonomic resolution and data transformation in analyses of macrobenthic community along an established pollution gradient. *Marine Ecology Progress Series*, **149**, 173-181.
- PEARSON, T. & ROSENBERG, R. (1978).- Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, **16**, 229-311.
- REBZANI-ZAHAF, C. (1992).- Le peuplement benthique du port d'Alger. Impact de la pollution. *Hydroecologia Applicata*, **4**, 91-103.
- ROUSE, G.W. & FAUCHALD, K. (1997).- Cladistics and Polychaetes. *Zoologica Scripta*, **26**, 139-204.
- SOMERFIELD, P.J. & CLARKE, K.R. (1995).- Taxonomic levels in marine community studies, revisited. *Marine Ecology Progress Series*, **127**, 113-119.
- THEEDE, H., OESCHGER, R. & JAHN, A. (1995).- Adaptive responses of marine benthic invertebrates to hydrogen sulphide. In *Biology and ecology of shallow coastal waters*, A. Eleftheriou, A. Ansell & C. Smith, Eds., pp 149-152. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- VOVELLE, J., PETERSEN, M.E., GRASSET, M. & BEAUNIE, P. (1994).- Bioaccumulation du fer dans le corps cardiaque de *Raricirrus beryli* Petersen & George (*Polychaeta, Ctenodrilidae*). *Mémoires du Muséum national d'Histoire Naturelle*, **162**, 73-80.
- WARWICK, R.M. (1986). - A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthos communities. *Marine Biology*, **92**, 557-562.
- WARWICK, R.M. (1988). - The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, **19**, 259-268.
- WESTON, D.P. (1990). - Quantitative examination of macrobenthic community changes along an organic enrichment gradient. *Marine Ecology Progress Series*, **61**, 233-244.