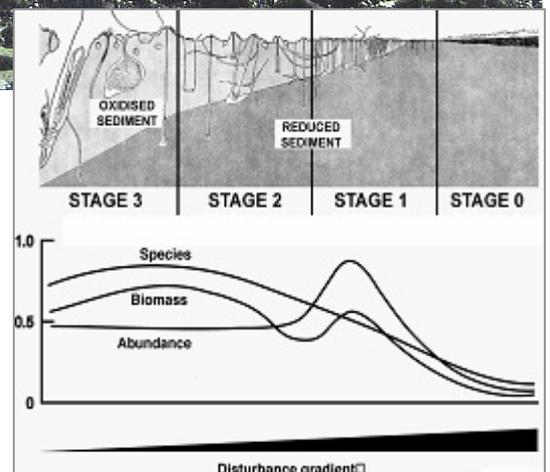


Grall, J. , Coïc, N.



2006 – REF. Ifremer DYNECO/VIGIES/06-13/REBENT

Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier



D'après Rosenberg *et al.* (2005)



Direction Régionale de l'Environnement
Bretagne



Coordination

Ifremer

Préliminaire

Cette synthèse s'insère dans la recherche d'indicateurs permettant de mettre en relation perturbation des écosystèmes et structures benthiques, problématique actuellement en plein essor notamment sous l'impulsion de la Directive Cadre Eau (DCE).

Ce rapport a pour objectif de donner une vision générale des différentes approches retenues pour l'évaluation de la qualité du macrobenthos en milieu côtier. Les indices les plus couramment utilisés sont présentés et leurs avantages et inconvénients discutés. Compte tenu de l'état des connaissances, cette contribution concerne plus particulièrement les « Invertébrés de substrats meubles », qui font parti des éléments de qualité biologique retenus en priorité pour la classification des Masses d'eau dans le cadre DCE. Lorsque des équivalences de valeur de ces indices avec les Etats de Qualité Ecologique définis par la Directive Cadre Eau ont été proposées dans la littérature, celles-ci sont également présentées.

Cette synthèse a été rédigée par J. Grall et N. Coïc au sein du laboratoire IUEM (UBO)/LEMAR.

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet Rebent coordonné par Ifremer (B. Guillaumont). Il constitue une des contributions du contrat IUEM(UBO)/LEMAR – Ifremer (n° 2004 2 433 405) dont la responsabilité scientifique était assurée par C. Hily.

Sommaire

Introduction	7
---------------------	----------

A - Méthodes Univariées	10-26
--------------------------------	--------------

1 - Descripteurs statistiques	10
1.1 Richesse spécifique (S)	11
1.2 Indices de raréfaction	12
<i>1.2.1 Méthode de raréfaction de Sanders</i>	12
<i>1.2.2 Méthode de raréfaction de Hurlbert</i>	13
1.3 Biomasse moyenne (B)	13
1.4 Abondance (A)	14
1.5 Dominance	14
1.6 Modèle SAB de Pearson et Rosenberg	15

2 - Indices de diversité	16
2.1 Indice de Shannon-Wiener (H') et indice d'équitabilité de Pielou (J')	17
2.2 Indice de Simpson et indice de diversité de Simpson	19
2.3 Série d'indices de Hill	20
2.4 Taxonomic diversity index and Taxonomic distinctness	20

3 - Méthodes graphiques et distributionnelles	22
3.1 Courbes de dominance k	22
3.2 Courbes de Comparaison Abondance/Biomasse (ABC curves)	23
<i>3.2.1 Indice W de Clarke</i>	25
<i>3.2.2 Transformation logarithmique</i>	25
<i>3.2.3 Courbes de dominance partielle</i>	25
<i>3.2.4 Shannon Wiener Evenness Proportion Index</i>	26

B - Méthodes multivariées **27-44**

1 - L'approche multivariée	27
1.1 Analyse de la structure des communautés (analyse normale)	28
1.1.1 Transformation des données	29
1.1.2 Indices de similarité	29
1.1.3 Construction d'une matrice triangulaire	32
1.1.4 Méthodes de classification	32
1.1.5 Méthodes d'ordination	34
1.1.6 Espèces caractéristiques	35
1.2 Comparaison des espèces (analyse inverse)	36
1.2.1 Réduction des données	37
1.2.2 Standardisation des données	37
1.2.3 Classification et ordination	37
1.3 Liaison avec les données environnementales	38
1.3.1 Méthode graphique	38
1.3.2 BIO-ENV procedure (PRIMER) : méthode de Clarke et Ainsworth (1993)	39
2 - Benthic Response Index (BRI)	41

C - Méthodes multimétriques **45-59**

1 - Pollution coefficient (CoP)	46
2 - Infauna Ratio-to-Reference of Sediment Quality triad (RTR)	48
3 - Benthic condition Index (BCI)	49
4 - Benthic Index of Estuarine Condition (BIEC)	50
5 - Ecofunctional Quality Index (EQI)	52
6 - Benthic Index of biotic integrity (B-IBI)	54

D - Méthodes fonctionnelles	60-76
1 - Indices basés sur des espèces indicatrices	61
1.1 Indice Annélien de Pollution (Annelid Index of Pollution)	61
1.2 L'Indicator Species Index (ISI) et le Benthic Quality Index (BQI)	61
2 - Indices basés sur des groupes écologiques	64
2.1 Indice Biotique	64
2.2 Indice d'évaluation de l'endofaune côtière (I2EC)	67
2.3 Coefficient benthique (CB) (AMBI)	69
2.4 Bentix	71
3 - Indices basés sur les groupes morphologiques ou trophiques	73
3.1 Ecological Evaluation Index (EEI)	73
3.2 l'Infaunal trophic Index (ITI)	75
E – Remarques	77-80
Bibliographie classée	81-86
Bibliographie	87-90

Table des Illustrations

Figures

Figure 1 : Différents types d'indicateurs biologique en fonction des variables utilisées (d'après Birje et Gravez, 1991).....	7
Figure 2 : Ratio de Qualité écologique conformément à l'annexe 1.4.1 de la DCE (d'après Prior <i>et al</i> , 2004).....	9
Figure 3 : Courbes de raréfaction de la macrofaune benthique en fonction de l'éloignement par rapport à une source de pollution (d'après Pearson et Rosenberg, 1978).....	12
Figure 4 : Nombre d'espèces pour 100 individus calculé par la technique de raréfaction de Sanders (d'après Pearson et Rosenberg, 1978).....	13
Figure 5 : modèle SAB de Pearson et Rosenberg (1978).....	15
Figure 6 : Evolution de diverses mesures de la diversité après réduction d'une pollution (d'après Pearson et Rosenberg, 1978).....	18
Figure 7 : Exemples de longueurs de chemin utilisées pour la construction des indices Δ (diversité taxonomique) et Δ^* (différenciation taxonomique) (d'après Warwick et Clarke, 1995).....	21
Figure 8 : Courbes d'abondance classée moyenne des espèces : (a) et courbes d'abondance cumulative classée (courbe de dominance I) (b), pour des échantillons provenant de stations subissant différents niveaux de stress (d'après Clarke et Warwick, 2001).....	23
Figure 9 : Courbes de dominance-k pour des abondances et biomasses hypothétiques (d'après Warwick, 1988).....	24
Figure 10 : Analyses multivariées : résumé des étapes conduisant à la classification ou à l'ordination, méthode normale (d'après Field <i>et al.</i> , 1982).....	28
Figure 11 : Dendrogramme issu d'une classification hiérarchique (d'après Rosenberg, 1977a).....	33
Figure 12 : Analyse multivariée : résumé des étapes conduisant à la classification ou l'ordination, méthode inverse (d'après Field <i>et al.</i> , 1982).....	36
Figure 13 : Exemple de superposition de données environnementales sur une MDS (d'après Field <i>et al.</i> , 1962).....	38
Figure 14 : Schéma des étapes permettant la liaison entre les données biotiques et les variables environnementales (d'après Clarke et Ainsworth, 1993).....	40
Figure 15 : SQT (Sediment Quality Triad) déterminé pour 3 sites d'étude à partir des RTR des 3 paramètres mesurés : la contamination (concentration en différents éléments chimiques), la toxicité (mesurée par bio-essais) et l'altération des peuplements (D'après Chapman <i>et al.</i> , 1987).....	49
Figure 16 : Détermination de la tolérance de deux espèces à partir de leur ES50 (d'après Rosenberg <i>et al.</i> , 2004).....	63
Figure 17 : Modèle des Indices Biotiques (groupes écologiques notés en chiffres romains) (d'après Glémarec et Hily, 1981).....	66
Figure 18 : Equivalences entre l'AMBI et l'Indice Biotique (d'après ?????).....	70
Figure 19 : Matrice basée sur l'abondance moyenne des ESG pour déterminer les valeurs d'état écologique servant au calcul de l'EEI (d'après Orfanidis <i>et al.</i> , 2001).....	74
Figure 20 : Changements dans les % d'occurrence des différents groupes tropiques dans un site soumis à un enrichissement organique croissant (d'après Pearson et Rosenberg, 1978).....	76

Tableaux

Tableau 1 : Exemple de classification de la pollution à partir de la valeur de H', dans les habitats sableux/vaseux (d'après Simboura et Zenetos, 2002).....	18
Tableau 2 : Exemple de matrice triangulaire comparant entre elles 13 stations par le biais du Faunal Similarity Index (D'après Lebart <i>et al.</i> , 1982).	32
Tableau 3 : Valeurs seuils de l'indice en fonction de la zone étudiée (d'après Smith <i>et al.</i> , 2001).....	44
Tableau 4 : équivalences entre les valeurs du coefficient de pollution et le niveau de pollution	47
Tableau 5 : équivalences entre les valeurs de l'indice de condition benthique (BCI) et le niveau de pollution	50
Tableau 6 : valeurs attribuées aux différents types d'attributs pour le calcul du B-IBI (d'après Llanso <i>et al.</i> , 2002)	56
Tableau 7 : Classes de B-IBI utilisées pour l'évaluation de la dégradation des communautés benthiques à Chesapeake Bay (d'après Weisberg et Ranasinghe, 1997).....	56
Tableau 8 : Attributs sélectionnés pour différents habitats et valeurs seuils correspondantes (d'après Weisberg <i>et al.</i> , 1997).....	58
Tableau 9 : Equivalences entre les valeurs du BQI et les différents états écologiques définis par la Directive Cadre Eau (d'après Rosenberg <i>et al.</i> , 2004).....	64
Tableau 10 : Groupes écologiques de polluosensibilités différentes (d'après Hily, 1984).....	65
Tableau 11 : Valeurs seuils des différents groupes pour l'attribution de l'I2EC (d'après Grall et Glémarec, 2003).....	67
Tableau 12 : Estimation de la richesse spécifique et de l'abondance d'états de référence de différents habitats (d'après Grall et Glémarec, 2003).....	67
Tableau 13 : Equivalences entre les valeurs de l'AMBI et les différents états écologiques définis par la Directive Cadre Eau (d'après Borja <i>et al.</i> , 2004).	69
Tableau 14 : Correspondances entre les valeurs du Bentix et les différents états écologiques définis par la Directive Cadre Eau (d'après Simboura et Zenetos, 2002).....	72
Tableau 15 : Caractéristiques morphologiques, fonctionnelles et stratégies de croissance des macrophytes benthiques utilisées pour le calcul de l'EEI (d'après Orfanidis <i>et al.</i> , 2001)	74
Tableau 16 : Système d'attribution des valeurs numériques pour l'évaluation de l'état écologique des eaux côtières et des eaux de transition	75

Introduction

L'évaluation de la qualité des eaux littorales et le suivi des impacts des activités anthropiques sur le milieu marin font généralement appel à la mesure de paramètres physico-chimiques et écotoxicologiques de l'eau et du sédiment. Les paramètres les plus couramment mesurés sont l'oxygène dissous, le pH, la conductivité spécifique, la température, les matières solides dissoutes, la turbidité. Les paramètres biologiques mesurés ont longtemps été limités à la chlorophylle a et aux bactéries coliformes fécales. Cependant, ces paramètres pouvant varier naturellement entre différents habitats, ils n'ont qu'une valeur descriptive de l'écosystème et permettent difficilement d'en déduire la qualité et encore moins les impacts d'activités anthropiques ou de pollution. Ils illustrent de plus l'état du système à un instant t particulier sans pouvoir détecter les tendances ou les effets à long terme des perturbations.

La nécessité de prendre en compte des critères biologiques dans l'évaluation de l'état du système a cependant été soulignée par plusieurs auteurs, et notamment par Dauer (1993).

Cet auteur définit le terme de stress du milieu marin comme désignant tout facteur physique ou chimique altérant le recrutement, la croissance ou la survie des organismes, affectant ainsi la structure voire la composition des peuplements. Du point de vue du benthos, les principaux stress correspondent à des hypoxies engendrées par des excès en matière organique créant une forte demande en oxygène, ou bien par les excès de, contaminants chimiques (hydrocarbures, pesticides, PCB, Métaux lourds...).

Ainsi, la composition et la structure des peuplements sont directement liées aux conditions environnementales et l'étude de ces caractéristiques permet :

- Une mesure directe des conditions du milieu ;
- La mise en évidence des problèmes qui ne sont pas détectés ou qui sont sous-estimés par d'autres méthodes ;
- L'identification des stades de restauration des systèmes.

Les effets des perturbations sur les organismes peuvent s'exprimer au niveau de l'espèce ou au niveau d'un peuplement dans son ensemble et permettent de développer différentes techniques permettant d'étudier l'état d'un milieu (Figure 1) (Casalduero, 2001).

<i>Indicateur</i>	<i>Nature des variables permettant le diagnostic</i>
une espèce	Biochimie Cytologie Physiologie Ethologie Demographie
groupe d'espèces	Richesse spécifique Abondance Indice biologique

Figure 1 : Différents types d'indicateurs biologique en fonction des variables utilisées (d'après Birje et Gravez, 1991)

Les organismes et communautés benthiques se révèlent être particulièrement adaptés pour l'évaluation de l'état des écosystèmes dans lesquels ils se développent (Gray et Pearson, 1982 ; Pearson et Rosenberg, 1978 ; Warwick, 1986 ; Warwick, 1993 ; Dauer, 1993 ; Fano *et al*, 2003) :

- Leur mobilité limitée les empêchant de fuir les perturbations leur permet de donner une illustration fiable des conditions du site où ils se sont développés et où ils ont été récoltés, contrairement aux poissons et autres espèces mobiles ;
- Les peuplements se composent de multiples espèces, ayant des sensibilités spécifiques et des réponses différentes aux perturbations, leur structure reflète directement le stress subi par les organismes. Cette propriété permet de constituer des groupes fonctionnels caractéristiques des niveaux de perturbation ;
- Enfin les organismes benthiques ayant une durée de vie assez courte, les effets d'une pollution ponctuelle disparaissent d'une année sur l'autre. Cette durée de vie reste cependant suffisamment longue pour que les effets des perturbations cumulées sur une saison puissent être observés.

Ces critères biologiques, réalisant l'intégration d'un ensemble de facteurs dans le temps, sont donc plus représentatifs de l'évolution des pollutions à long terme que les analyses d'échantillons d'eau. Mais l'étude de ces espèces conduit généralement à des résultats difficilement interprétables par les aménageurs. Divers indices, résumant en une valeur unique représentative une somme importante d'informations écologiques sur les communautés benthiques ont donc été développés (Grall et Glémarec, 2003).

L'indice idéal doit répondre à deux conditions :

- Etre indépendant vis-à-vis des facteurs externes : il doit être indépendant de la taille de l'échantillonnage, du type d'habitat, du degré d'identification taxonomique. C'est la robustesse.
- Etre capable de refléter les différences entre les communautés en relation avec les facteurs de perturbation, qu'il s'agisse de la richesse spécifique, de l'équitabilité de la distribution des espèces ou du caractère sensible ou tolérant des espèces. C'est le pouvoir discriminant.

Cependant, la mise en œuvre d'indices biotiques a longtemps souffert d'une mauvaise image liée à la subjectivité des méthodes utilisées. De nombreuses critiques s'en sont suivies entre les chercheurs, aboutissant à une certaine frustration pour les aménageurs (Smith *et al*, 2001). Une grande confusion dans les méthodes et les langages a longtemps freiné l'extension des indices à des régions autres que celles où ils ont été développés. Néanmoins, la Directive Cadre Eau (Water Framework Directive) ainsi que d'autres programmes internationaux de surveillance de la qualité de l'eau mettent aujourd'hui l'accent sur l'importance de l'utilisation de ces indices.

La Directive développe ainsi le concept d'état écologique de l'eau (Ecological Quality Status EcoQ) pour l'évaluation de la qualité biologique des masses d'eau, déterminé en fonction de divers paramètres biologiques. Sont ainsi prises en compte :

- La composition, l'abondance et la biomasse du phytoplancton ;
- La composition et l'abondance de la flore aquatique (autre que le phytoplancton) ;
- La composition et l'abondance de la faune benthique invertébrée.

Les valeurs de différents paramètres physico-chimiques, hydromorphologiques et biologiques sont mesurés sur des sites non perturbés et constituent les « conditions de référence » auxquelles sont comparées les valeurs des paramètres mesurés des sites étudiés.

Une typologie commune pour tous les pays signataires, basée sur la reconnaissance de 5 Etats Ecologiques différents (Figure 2) permet ensuite une classification des eaux en fonction de leur qualité (Annexe V de la Directive). Le Ratio de Qualité Ecologique (RQE) correspondant au rapport entre les résultats d'un site particulier et les conditions de référence permet de caractériser ce site par un Etat de Qualité Ecologique particulier. La valeur du RQE varie de 0 à 1, 0 correspondant à un statut écologique mauvais, tandis que 1 correspond à un statut écologique très bon.

Cette méthode vise à permettre la comparaison des eaux des différentes régions des Etats signataires de la Convention, à mettre en place de nouvelles politiques de gestion de cette ressource et à suivre l'évolution de projets de restauration. Les Etats restent libres du choix de l'indice leur permettant de mesurer l'état de santé de leurs eaux.

PERTURBATIONS	Peu ou très peu	Légères	Modérées	Importantes	Graves
RQE	1				0
ETAT ECOLOGIQUE	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais

$$\text{RQE} = \frac{\text{Valeurs observées des paramètres biologiques}}{\text{Valeurs de référence des paramètres biologiques}}$$

Figure 2 : Ratio de Qualité écologique conformément à l'annexe 1.4.1 de la DCE (d'après Prior *et al*, 2004)

Le présent rapport décrit les indices les plus couramment utilisés, en précisant les principes théoriques sur lesquels ils sont basés, leurs avantages, leurs inconvénients ainsi que les principales références bibliographiques qui les décrivent.

La mise en relation des valeurs de ces indices avec les cinq Etats de Qualité Ecologique définis par la Directive Cadre Eau est également présentée lorsque des équivalences ont été déterminées par leurs auteurs ou utilisateurs. Les indices sont classés selon leur nature : on distingue ainsi les méthodes univariées, multivariées, multimétriques, et fonctionnelles.

A - Méthodes Univariées

Du fait de leur simplicité et de leur calcul simple, les méthodes univariées présentées en première partie ont longtemps été privilégiées. Ces techniques permettent de caractériser les tendances générales des communautés, d'en étudier les variations et d'en déduire les causes sous-jacentes. Cependant, elles ne prennent pas en compte les espèces et ne permettent pas d'étudier les changements de composition spécifique.

On distingue trois types d'indices :

- les descripteurs statistiques, abondamment utilisés et permettant de décrire de manière quantitative les peuplements (Richesse Spécifique (S), Biomasse (B), Abondance (A), Dominance...);
- les indices de diversité, basés sur des formules plus complexes et illustrant la complexité des peuplements (Indice de Shannon Wiener (H'), indice d'équitabilité de Pielou (J'), Indice de Simpson, série d'indices de Hill...);
- les indices basés sur des représentations graphiques et distributionnelles, permettant, à partir de l'analyse de la forme de courbes, d'étudier la structure des populations (courbes de dominance k , courbes de Comparaison Abondance/ Biomasse).

1 - Descripteurs statistiques

Les descripteurs statistiques largement utilisés dans les études des peuplement laissent la possibilité de réaliser des analyses statistiques : analyse de variance, détection de tendance, etc... Ils constituent de plus la base de calcul de nombreux autres indices plus complexes. Cependant, ils restent souvent influencés par la méthode d'échantillonnage, la taille des échantillons, et les procédures d'identification : le site ne pouvant être échantillonné en entier, le nombre d'espèces présentes dans les échantillons ne reflètent généralement pas la diversité absolue, mais la diversité apparente. De plus, ces méthodes ne prennent pas en compte l'abondance relative de chaque espèce, qui contribue pourtant à la diversité du site.

La validité de ces descripteurs sur les communautés se développant sur des substrats durs est discutable, du fait de la difficulté à dénombrer les organismes coloniaux, ou à la difficulté d'échantillonnage. Ainsi, les valeurs de ces indices ne peuvent être comparées que lorsque le protocole d'échantillonnage a été le même. De plus, ces indices dépendent fortement du type d'habitat, et la détermination de valeurs moyennes représentatives d'un état de qualité du milieu nécessite de déterminer des valeurs seuils pour chaque type d'habitat.

1.1 Richesse spécifique (S)

La Richesse spécifique S est représentée par le nombre total ou moyen d'espèces recensées par unité de surface.

$$S = \text{nombre d'espèces de la zone d'étude}$$

Cet indice S peut être utilisé pour analyser la structure taxonomique du peuplement (ex : nombre d'espèces de polychètes/mollusques, etc...).

Il permet de également de distinguer :

- des variations spatiales : des secteurs faunistiquement riches et des secteurs plus pauvres ;
- des variations temporelles : des minima et maxima en fonction des saisons et des stations.

Il présente cependant l'inconvénient d'être fortement dépendant de la taille des échantillons (le nombre d'espèces échantillonnées augmentant avec la surface échantillonnée) et du type d'habitat (la richesse spécifique varie en fonction du type de substrat, de la profondeur, de la salinité...).

Il reste ainsi difficile d'en faire un descripteur de l'état d'un milieu. Simboura et Zenetos (2002) suggèrent toutefois de lui attribuer des valeurs seuil pour différents types de groupes écologiques et pour différents habitats.

Plusieurs relations espèces-individus ont été établies dans l'objectif d'estimer au mieux la richesse spécifique absolue, indépendamment de la taille de l'échantillon (Peet, 1974) :

- Margalef

$$R_1 = \frac{(S - 1)}{\text{Log}N}$$

- Odum

$$R_2 = \frac{S}{\text{Log}N}$$

- Menhinick

$$R_3 = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

Où :

N = nombre d'individus

S = richesse spécifique.

Ces indices nécessitent cependant de répondre à une condition : les relations fonctionnelles entre le nombre d'espèces prévues et le nombre d'individus dans l'échantillon doivent être connues et constantes. Cette condition est rarement remplie en écologie, et le meilleur indice reste la moyenne du nombre d'espèces inventoriées au sein des échantillons.

1.2 Indices de raréfaction

Les méthodes de raréfaction consistent à estimer le nombre d'espèces pour un certain nombre d'individus. Ces méthodes présentent l'avantage de décrire les changements progressifs s'effectuant dans le temps ou dans l'espace (Pearson et Rosenberg, 1978) en restant indépendants de la taille de l'échantillon. Les résultats peuvent être représentés par une courbe de raréfaction dont l'ordonnée peut représenter le nombre d'espèces et l'abscisse le temps, la distance d'une source de pollution, le nombre d'individus, etc... (Figure 3 et Figure 4).

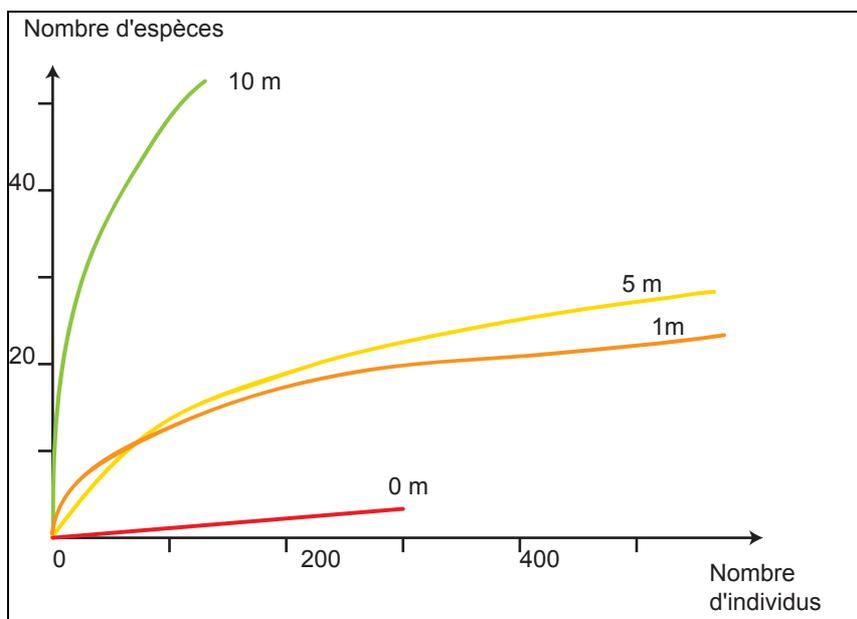


Figure 3 : Courbes de raréfaction de la macrofaune benthique en fonction de l'éloignement par rapport à une source de pollution (d'après Pearson et Rosenberg, 1978)

1.2.1 Méthode de raréfaction de Sanders

La méthode de raréfaction de Sanders consiste à calculer le nombre d'espèces attendues pour chaque échantillon dans l'hypothèse où tous les échantillons sont ramenés à une taille standard (100 individus par exemple).

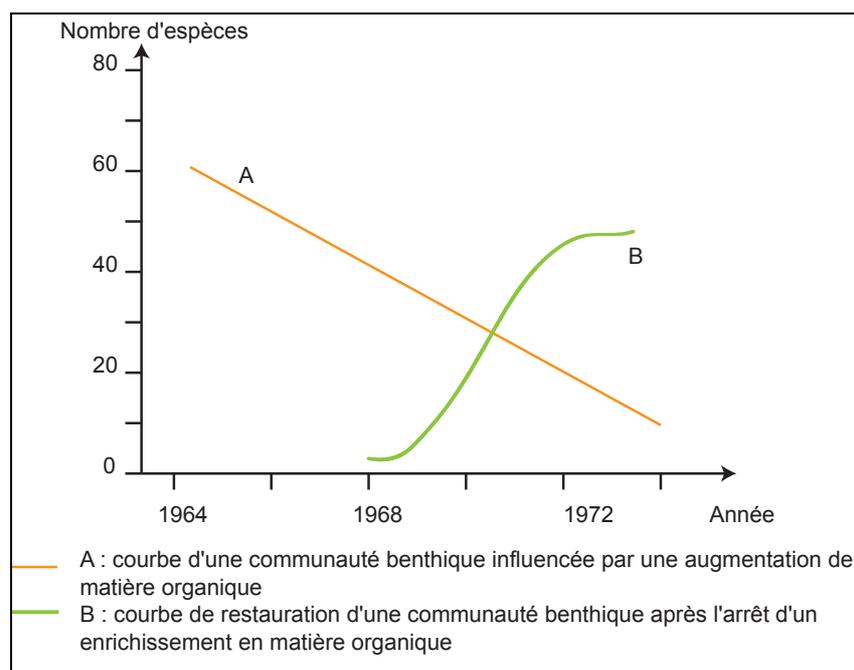


Figure 4 : Nombre d'espèces pour 100 individus calculé par la technique de raréfaction de Sanders (d'après Pearson et Rosenberg, 1978)

1.2.2 Méthode de raréfaction de Hurlbert

La méthode de raréfaction de Sanders ayant tendance à surestimer le nombre d'espèces, celle de Hurlbert lui est préférée (Peet, 1974). La valeur de l'indice pour 50 individus est donnée par la formule suivante :

$$ES_{50} = \sum_{i=1}^s \frac{(N - N_i)! (N - 50)!}{(N - N_i - 50)! N!}$$

Où :

N = taille de la population

N_i = nombre d'individus de la $i^{\text{ème}}$ espèce.

Cet indice est utilisé dans les calculs d'indices multimétriques, et notamment l'Indice de Qualité Benthique (BQI) (voir page 61).

1.3 Biomasse moyenne (B)

La biomasse est exprimée par unité de surface :

$$B = \text{Biomasse par unité de surface}$$

Elle permet de distinguer des variations spatiales et temporelles des peuplements. Elle est utilisée par ailleurs dans le cadre d'autres méthodes d'analyse du milieu, comme les courbes de Comparaison Abondance/Biomasse (section 3.2)

1.4 Abondance (A)

$$A = \text{Nombre d'individus d'une espèce}$$

Face à une pollution, les espèces vont suivre trois types de réaction selon leur sensibilité :

- disparaître, pour les plus sensibles ;
- se maintenir, pour les indifférentes ;
- profiter des nouvelles conditions mises en place et se développer, pour les tolérantes et les opportunistes.

Ces différentes réponses vont se traduire au niveau de l'abondance des espèces. Les profils d'abondance dans le temps sont donc largement utilisés comme indicateurs des effets des polluants dans les sédiments, au même titre que les courbes de biomasse et de richesse spécifique (ces méthodes sont abordées dans la section 1.6).

1.5 Dominance

La détermination des paramètres de dominance permet d'appréhender la structure taxonomique des peuplements. La dominance est calculée à partir des abondances relatives des différents groupes taxonomiques et des rangs respectifs des principales espèces qui constituent les peuplements.

$$D - P = D_{ij} \times P_{ij}$$

Où :

D_{ij} = moyenne des dominances de l'espèce i établie sur les k_j secteurs de la communauté j :

$$D_{ij} = (1/k_j) \times \sum_{l=1}^{k_j} (n_{il}/N_l)$$

P_{ij} = présence de l'espèce i dans la biocénose j :

$$P_{ij} = 100 \times f_{ij} / (f_{i1} + f_{i2} + \dots + f_{ij} + \dots + f_{ik})$$

k_j : nombre de secteurs correspondant à la biocénose j

n_{il} : effectif de l'espèce i dans le secteur l

N_l : effectif total de tous les individus du secteur l

f_{ij} : fréquence de l'espèce i dans la biocénose j

$$f_{ij} = 100 \times nb_{ij} / Nb_j$$

nb_{ij} : nombre de secteurs de la biocénose j contenant l'espèce i

Nb_j : nombre total de secteurs dans la biocénose j

1.6 Modèle SAB de Pearson et Rosenberg

La comparaison de trois des paramètres décrits précédemment, la richesse spécifique (S), l'abondance (A) et la biomasse (B) a permis à Pearson et Rosenberg (1978) de mettre en évidence les modifications s'opérant dans la structure des peuplements : dominance des espèces de petites tailles et de faible poids ou dominance d'espèces de grosse taille et faible abondance... En étudiant ces variations le long de gradients de pollution, ces auteurs ont ainsi développé un modèle, formant aujourd'hui la base conceptuelle de nombreux indices : le modèle SAB (Figure 5).

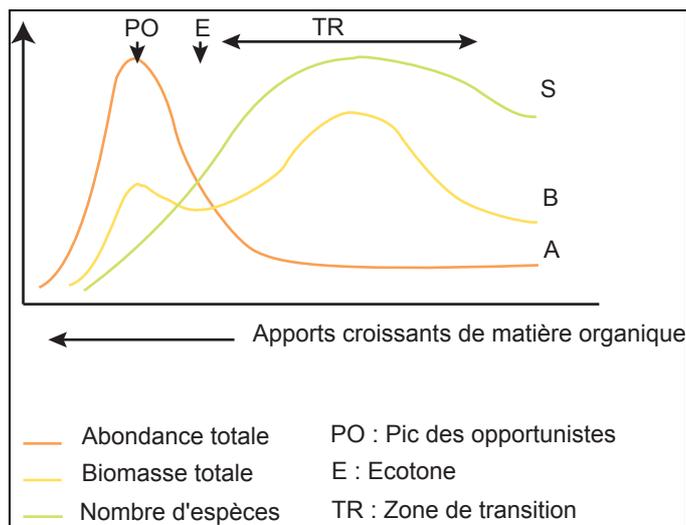


Figure 5 : modèle SAB de Pearson et Rosenberg (1978)

Ce modèle permet d'identifier trois états le long d'un gradient de pollution, que ce gradient soit spatial ou temporel.

- Le premier état, appelé « PO » correspond à un pic d'opportunistes, caractérisé par un petit nombre d'espèces dont les effectifs sont très élevés, se traduisant par un léger pic de biomasse et un pic d'abondance très marqué.
- La pollution se réduisant, le point « E » marque l'écotone ou point écotonal, où l'abondance et la biomasse faiblissent, tandis que la richesse spécifique augmente.
- Enfin, la zone « TR » constitue la zone de transition, avec de fortes fluctuations tendant progressivement vers un peuplement stable, caractérisé par des espèces peu abondantes, mais ayant des tailles plus importantes que les espèces opportunistes. La biomasse y présente un second pic, correspondant au processus de « biostimulation » où les apports nutritifs sont élevés mais ne provoquent pas encore de déficit en oxygène.

La position et l'évolution du point PO dans le temps ou l'espace permet de caractériser l'état d'un site vis à vis d'une pollution. Cependant, si les communautés d'espèces de zones polluées ou non polluées sont facilement repérables, les communautés formant la transition entre ces deux états peuvent être très variables, et leur évolution reste délicate à appréhender.

Au final, l'ensemble de ces descripteurs statistiques apportent à eux seuls, peu d'information quant à la structure des peuplements. Des indices de diversité sont donc nécessaires pour décrire la complexité de ces communautés.

2 - Indices de diversité

La diversité prend en compte non seulement le nombre d'espèces, mais également la distribution des individus au sein de ces espèces. Deux principaux indices ont été développés : l'indice de Shannon-Wiener, et l'indice de Simpson.

Grâce à l'étude de la réponse de ces indices à des variations de populations virtuelles, Peet (1974) les a classés en deux catégories :

- l'indice de Shannon dans les indices de type I, sensibles aux variations d'importance des espèces les plus rares ;
- l'indice de Simpson dans les indices de type II, sensibles aux variations d'importance des espèces les plus abondantes.

La richesse spécifique déterminée à partir des échantillons dépend non seulement du nombre d'espèces, mais aussi du nombre d'individus représentant chaque espèce (leur fréquence relative). Dans un milieu où l'on compte cinq espèces équitablement représentées, et dans un autre où, parmi cinq espèces, l'une représente 95% des individus, l'échantillonnage va permettre de prélever une certaine quantité d'individus (par exemple 5). Le nombre d'espèces représentées par ces cinq individus sera donc plus élevé dans le premier milieu que dans le second. La répartition des individus doit donc être estimée afin de mesurer la pertinence des indices de diversité. Ceux-ci sont donc le plus souvent accompagnés d'indices d'équitabilité, traduisant la répartition des abondances des espèces dans le peuplement.

Les principaux indices d'équitabilité consistent le plus souvent à établir le rapport entre la diversité mesurée et la diversité théorique maximum pour une taille d'échantillon et un nombre d'espèces données. Cependant la valeur du nombre total d'espèces de la population échantillonnée reste pratiquement impossible à déterminer. Il est donc d'usage de prendre le nombre total d'espèces de l'échantillon comme valeur pour les calculs. Cependant, cette valeur sous-estime le nombre réel d'espèces et étant fortement dépendante de la taille des échantillons, l'équitabilité se trouve toujours surestimée (Peet, 1974). En fonction de l'indice de diversité sur lequel il est basé, l'indice d'équitabilité donnera plus ou moins de poids aux espèces rares (indice de Shannon) ou abondantes (indice de Simpson).

Outre les indices de Shannon-Wiener et de Simpson, Hill (1973) propose à partir de sa série d'indices, divers ratios ne dépendant pas de la taille de l'échantillon et donnant une idée de l'équitabilité des mesures sans toutefois correspondre parfaitement à la définition de l'équitabilité. Leur utilisation reste donc difficile à interpréter.

2.1 Indice de Shannon-Wiener (H') et indice d'équitabilité de Pielou (J')

L'indice de Shannon-Wiener est le plus couramment utilisé et est recommandé par différents auteurs (Gray *et al*, 1992). Il est donné par la formule suivante :

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log p_i$$

Où :

p_i = abondance proportionnelle ou pourcentage d'importance de l'espèce : $p_i = n_i/N$;

S = nombre total d'espèces;

n_i = nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon;

N = nombre total d'individus de toutes les espèces dans l'échantillon.

Il est nécessaire de préciser la base du logarithme utilisée (base 2 (la plus courante), base 10, etc...).

L'indice de Shannon permet d'exprimer la diversité en prenant en compte le nombre d'espèces et l'abondance des individus au sein de chacune de ces espèces. Ainsi, une communauté dominée par une seule espèce aura un coefficient moindre qu'une communauté dont toutes les espèces sont codominantes. La valeur de l'indice varie de 0 (une seule espèce, ou bien une espèce dominant très largement toutes les autres) à $\log S$ (lorsque toutes les espèces ont même abondance).

L'indice de Shannon est souvent accompagné par l'indice d'équitabilité de Pielou :

$$J' = H'/H'_{max}$$

$H'_{max} = \log S$ (S = nombre total d'espèces)

L'indice d'équitabilité permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Sa valeur varie de 0 (dominance d'une des espèces) à 1 (équirépartition des individus dans les espèces).

Ces deux indices restent dépendants de la taille des échantillons et dépendant du type d'habitat. Leur valeur est relativement basse dans les eaux de transition comme les lagunes, deltas ou estuaires, même lorsqu'ils ne sont pas perturbés. Il reste ainsi difficile d'en faire un descripteur de l'état d'un milieu à moins de déterminer au préalable des valeurs seuil pour chaque type d'habitat et pour une surface échantillonnée donnée, ainsi que l'ont proposé Simboura et Zenetos (2002) (Tableau 1).

Tableau 1 : Exemple de classification de la pollution à partir de la valeur de H' , dans les habitats sableux/vaseux (d'après Simboura et Zenetos, 2002).

	<i>Etat Ecologique</i>	<i>Valeur de H'</i>	<i>Classification de la pollution</i>
	Mauvais	$0 < H' \leq 1,5$	Azoïque, très pollué
	Médiocre	$1,5 < H' \leq 3$	Fortement pollué
	Moyen	$3 < H' \leq 4$	Modérément pollué
	Bon	$4 < H' \leq 5$	Zones de transition
	Très bon	$H' > 5$	Sites de référence

L'indice de Shannon Wiener a également été utilisé pour étudier les changements temporels de la diversité liés à l'augmentation ou la réduction d'une pollution (Pearson et Rosenberg, 1978).

Le pic d'opportunistes (comportant un petit nombre d'espèces ayant de fortes abondances) se traduit ainsi par des valeurs de H' et de J' faibles (Figure 6). En revanche, au niveau des stades de transition où les espèces tolérantes atteignent de fortes densités, H' présente des valeurs moyennes et J' des valeurs élevées. Lors d'une stabilisation du peuplement, avec un grand nombre d'espèces aux abondances équitablement réparties, H' et J' atteindront des valeurs élevées. Il est donc évident qu'une valeur élevée de H' ne peut être interprétée en matière de perturbation du peuplement que si elle est accompagnée de l'indice d'équitabilité. La prise en compte de ces deux valeurs de manière concomitante est donc nécessaire pour apprécier l'état du milieu. L'attribution de seuils à la valeur de H' seule s'avère donc relativement inappropriée.

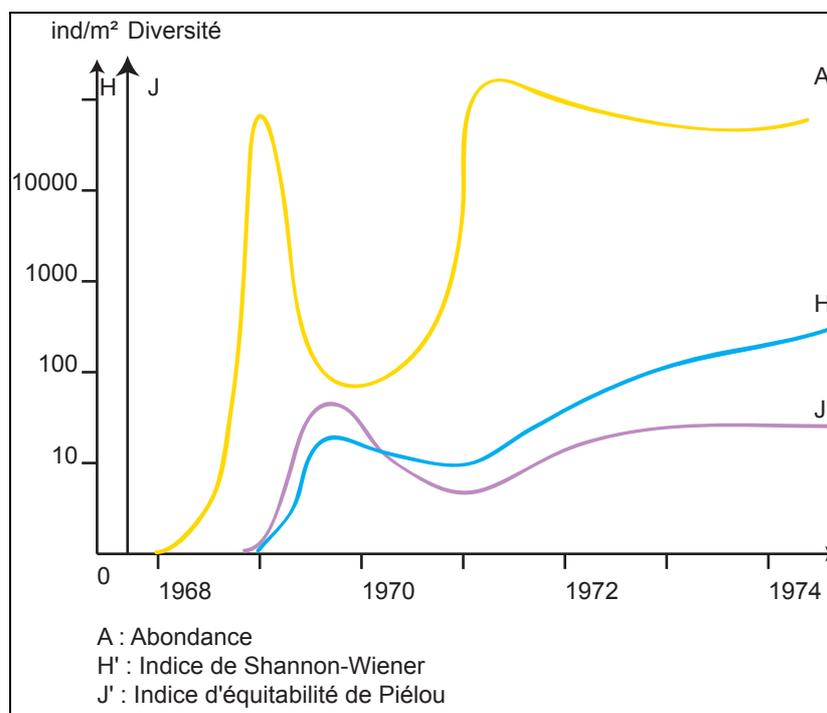


Figure 6 : Evolution de diverses mesures de la diversité après réduction d'une pollution (d'après Pearson et Rosenberg, 1978)

2.2 Indice de Simpson et indice de diversité de Simpson

Cet indice a été proposé par Simpson en 1965. Il mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce.

Pour un échantillon infini, l'indice est donné par :

$$\lambda = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Pour un échantillon fini :

$$L = \sum [n_i(n_i - 1)] / [N(N - 1)]$$

Où :

p_i = proportion des individus dans l'espèce i

n_i = nombre d'individus dans l'espèce i

N = nombre total d'individus.

L'indice est inversement proportionnel à la diversité. De ce fait, une autre formulation a été proposée afin d'établir un indice directement représentatif de l'hétérogénéité en retranchant l'indice de Simpson à sa valeur maximale : 1 (Piélou, 1969 ; Pearson et Rosenberg, 1978). Cette nouvelle formulation constitue l'indice de diversité de Simpson :

$$\tilde{D} = 1 - \sum \{ [n_i(n_i - 1)] / [N(N - 1)] \}$$

Cet indice varie donc de 0 (diversité minimum) à 1 (diversité maximum). Il est accompagné d'un indice d'équitabilité exprimé de la façon suivante :

$$\text{Equitabilité} = (D - D_{\min}) / (D_{\max} - D_{\min})$$

$$\text{Equitabilité} = D / D_{\max}$$

Où :

D = valeur de l'hétérogénéité mesurée dans la population échantillonnée

D_{\min} et D_{\max} = valeurs minimum et maximum possibles pour le nombre d'espèce et la taille de l'échantillon considéré.

Cet indice d'équitabilité permet d'exprimer la dominance d'une espèce lorsqu'il tend vers 0, ou la codominance de plusieurs espèces lorsqu'il tend vers 1.

2.3 Série d'indices de Hill

Hill (1973) a proposé une série d'indices dérivés des indices précédents, dont les indices notés N_1 et N_2 permettant d'appréhender les questions de mesure de la diversité dans la plupart des cas. Le choix entre ces différents indices se fait selon leur simplicité d'utilisation et d'interprétation.

$$N_1 = \text{Exp}[H']$$

$$N_2 = 1/\lambda$$

L'indice de diversité de Hill permet d'associer ces 2 indices :

$$\text{Hill} = (N_2)/(N_1) = (1/\lambda)/e^{H'}$$

En utilisant la sensibilité de l'indice de Shannon aux effectifs des espèces rares, et la sensibilité de l'indice de Simpson aux effectifs des espèces abondantes, l'indice de Hill semble le plus synthétique. Plusieurs auteurs recommandent d'ailleurs leur utilisation (Peet, 1974 ; Routledge, 1979).

Toutefois, l'utilisation de ces trois indices, Shannon Wiener, Simpson et Hill de manière concomitante permet une étude plus complète des informations concernant la structure des communautés.

2.4 Taxonomic diversity index and Taxonomic distinctness

Ces deux paramètres sont basés sur le principe que dans une communauté benthique non perturbée à un stade de succession avancé, le nombre d'espèces différentes apparentées à différents niveaux taxonomiques augmente (Warwick et Clarke, 1995).

Lorsque la perturbation s'amplifie, la diversité prise à tous les niveaux de classification tend à baisser. Une étude de la structure taxonomique d'un peuplement peut donc refléter son état.

La valeur de l'indice consiste donc à mesurer la topologie, c'est à dire la longueur des chemins séparant les individus sur un arbre phylogénétique (Figure 7).

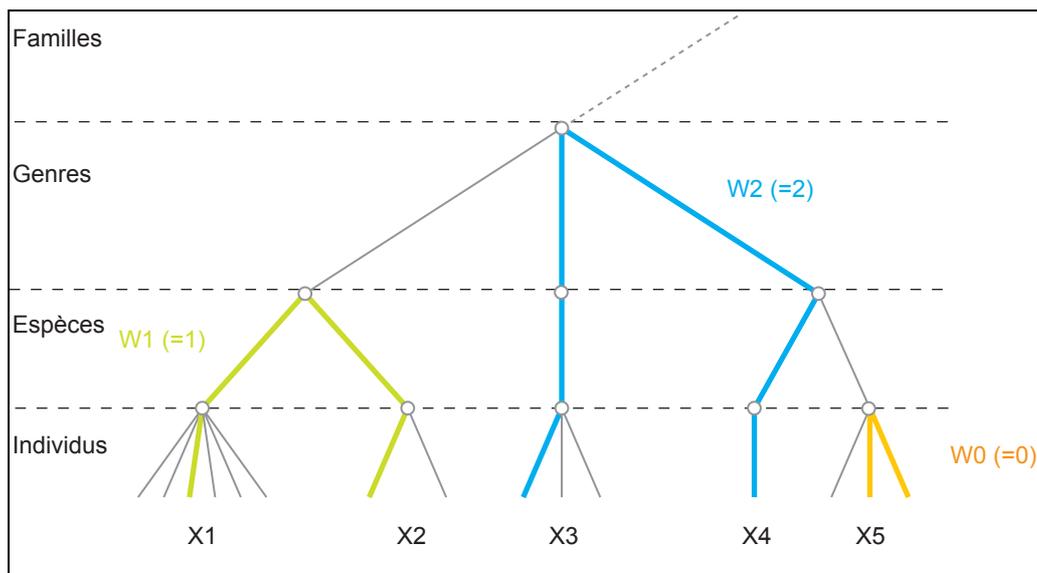


Figure 7 : Exemples de longueurs de chemin utilisées pour la construction des indices Δ (diversité taxonomique) et Δ^* (différenciation taxonomique) (d'après Warwick et Clarke, 1995)

L'indice de diversité taxonomique correspond à la distance moyenne pondérée du chemin séparant une paire d'individus :

$$\Delta = \frac{\sum_{i < j} \sum w_{ij} x_i x_j + \sum_i 0 \cdot x_i (x_i - 1) / 2}{\sum_{i < j} \sum x_i x_j + \sum_i x_i (x_i - 1) / 2}$$

Où :

x_i = abondance de la $i^{\text{ème}}$ espèce ($i=1, \dots, S$)

w_{ij} = « poids de la différenciation » donné par la longueur du chemin reliant les espèces i et j dans la classification hiérarchique

(le 0 correspond au fait que la distance séparant deux individus de la même espèce est égal à 0)

L'indice de différenciation taxonomique correspond à la distance moyenne pondérée du chemin séparant une paire d'individus en ignorant les chemins entre individus de la même espèce (ceci correspond à Δ divisé par la valeur qu'il aurait si l'arbre de classification avait la structure la plus simple possible). Cet indice est de ce fait plus sensible que le précédent :

$$\Delta^* = \frac{\sum_{i < j} \sum w_{ij} x_i x_j}{\sum_{i < j} \sum x_i x_j} \equiv \frac{\sum w_k f_k}{\sum f_k}$$

Où :

k = nombre de niveaux taxonomiques

f_k = somme des produits en croix des décomptes de chaque paire d'espèces connectées au même niveau hiérarchique

w_k = poids des chemins correspondants.

Enfin, un indice de différenciation taxonomique moyen a été élaboré par Clarke et Warwick (1999), simplifiant les calculs précédents, et permettant de s'affranchir de l'abondance des espèces, pas toujours précisée, notamment lors des études anciennes :

$$\Delta^+ = \left[\sum_{i < j} \omega_{ij} \right] / [m(m-1)/2]$$

Où :

m : nombre d'espèces dans l'étude

w_{ij} : poids (longueur du chemin) donné au lien taxonomique entre les espèces i et j .

Les indices de diversité taxonomique ont l'avantage d'être indépendants de la taille des échantillons, permettant la comparaison d'études ayant des plans d'échantillonnage différents. Ils sont plus représentatifs de la diversité fonctionnelle et semblent plus sensibles aux modifications dans la structure des peuplements que d'autres indices univariés, du fait de la prise en compte des espèces. La structure peut être appréhendée plus en détail en modifiant le poids donné aux différents niveaux taxonomiques.

Ces indices ne sont toutefois que des mesures relatives (et non absolues), et doivent être utilisés pour des comparaisons entre des sites. La difficulté majeure reste cependant liée aux problèmes de classification des espèces, les arbres phylogénétiques étant continuellement remaniés.

3 - Méthodes graphiques et distributionnelles

Outre les représentations graphiques permettant d'étudier l'évolution des indices de diversité comme l'illustrent les figures 2 à 5, certaines représentations de paramètres permettent de déterminer directement l'état d'un écosystème en fonction des positions et des formes de leurs courbes. Deux types de représentations sont ainsi utilisées : les courbes de dominance k et les courbes de Comparaison Abondance/Biomasse (ABC curves).

3.1 Courbes de dominance k

Mises au point par Lamshead *et al.* (1983), les courbes de dominance k consistent à représenter le pourcentage d'abondance cumulatif par rapport au rang k de l'espèce sur une échelle logarithmique (Figure 8). Les similarités sont ensuite analysées par comparaison de la variabilité des courbes de dominance k d'échantillons répétés et celle d'échantillons séparés spatialement et temporellement.

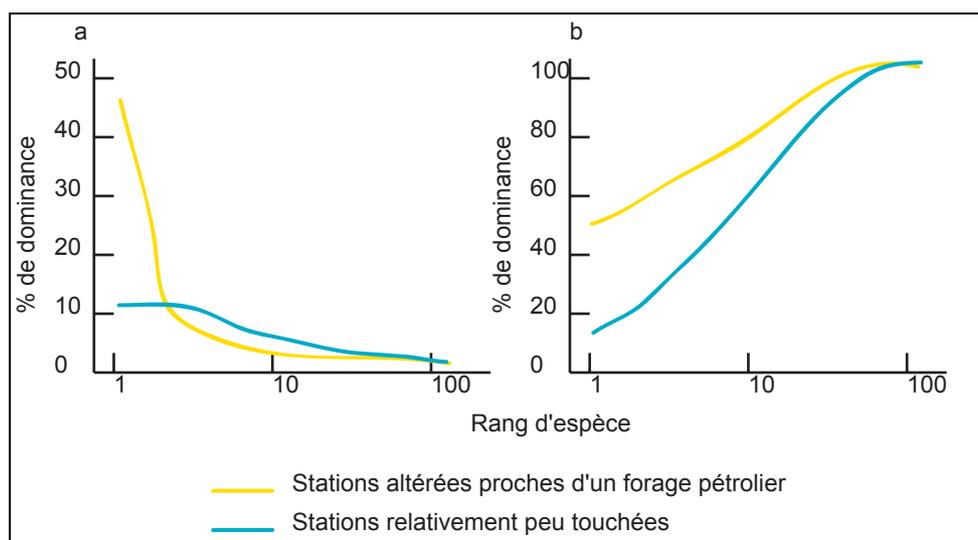


Figure 8 : Courbes d'abondance classée moyenne des espèces : (a) et courbes d'abondance cumulative classée (courbe de dominance I) (b), pour des échantillons provenant de stations subissant différents niveaux de stress (d'après Clarke et Warwick, 2001)

Les courbes de raréfaction (Figure 3 et Figure 4) et de dominance k donnent en général les mêmes résultats. Les courbes de dominance k ont cependant l'avantage d'être plus simples d'utilisation (les calculs sont moins complexes), et de rendre compte d'un seul coup d'œil de la dominance relative des espèces les plus courantes et les plus rares.

3.2 Courbes de Comparaison Abondance/Biomasse (ABC curves)

Développées par Warwick en 1986, les courbes de Comparaison Abondance/Biomasse reposent sur le principe qu'à l'état stable, un milieu sain est occupé principalement par un certain nombre d'espèces ayant une stratégie k (grosse taille, abondance modérée, durée de vie longue, croissance lente), et qu'elles sont progressivement remplacées, en cas de perturbation, par un petit nombre d'espèces ayant une stratégie r (petite taille, grande abondance, durée de vie courte, maturité sexuelle rapide, larves dispersées toute l'année). Ce modèle est largement basé sur le modèle SAB de Pearson et Rosenberg (1978) (section 1.6).

Les courbes de dominance- k (section 3.1) concernant les résultats d'abondance et de biomasse vont donc présenter des positions relatives caractéristiques de la répartition de ces différents types d'espèces (Figure 9) :

- en milieu sain, la prédominance des espèces de stratégie k va se traduire par une biomasse élevée pour une abondance modérée. La courbe de biomasse va donc se situer au dessus de la courbe d'abondance ;
- en milieu perturbé, les espèces ayant une stratégie r vont être favorisées, faisant augmenter la courbe d'abondance, mais pas celle de la biomasse. Les courbes de dominance- k vont alors avoir tendance à se recouper.

- lorsque la pollution est fortement marquée, seules subsistent les espèces de stratégie r. La courbe d'abondance va donc se situer au dessus de celle de la biomasse, illustrant une diversité caractérisée par des espèces de faibles poids, mais d'effectifs élevés. Ces espèces de stratégie r correspondent au pic des opportunistes du modèle SAB.

La comparaison des courbes de dominance-k pour ces deux paramètres, abondance et biomasse, va donc permettre, en fonction des positions relatives des courbes, d'identifier trois niveaux de perturbation.

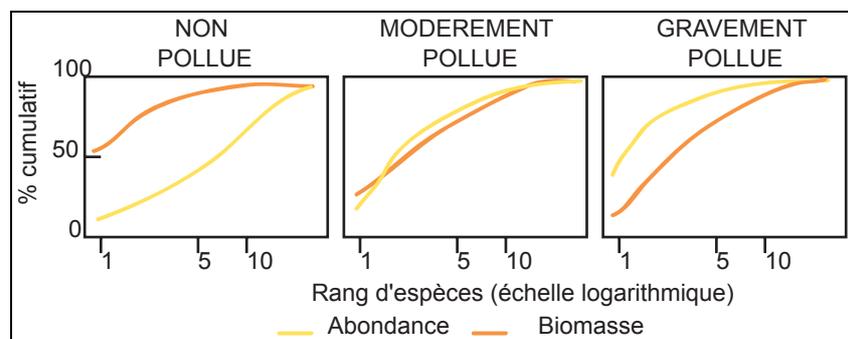


Figure 9 : Courbes de dominance-k pour des abondances et biomasses hypothétiques (d'après Warwick, 1988)

L'avantage principal de cette technique est qu'elle demande très peu de traitement des données, puisque les individus sont seulement triés selon leur espèce, comptés et pesés. L'identification précise des espèces demandant habituellement du temps et des connaissances pointues est inutile. De plus, ces courbes permettent d'avoir une vision directe de l'état du milieu, sans avoir à réaliser un suivi temporel ou à réaliser de comparaison avec d'autres sites.

Cependant, la méthode des 'ABC curves' reste sensible à la nature des peuplements étudiés : il semble que les Polychètes soient les principaux responsables de la forme des courbes et de la succession des abondances/biomasse observées. Or la présence de petites espèces n'appartenant pas à ces taxons peut biaiser les résultats en milieu non perturbé. Il reste donc nécessaire de connaître la composition taxonomique des peuplements étudiés afin de repérer l'influence des petites espèces (Warwick et Clarke, 1993).

De plus, cette méthode pose quelques problèmes concernant la prise en compte des organismes les plus gros : lorsque l'échantillonnage n'est pas assez important, le risque de ne pas prélever certaines espèces peu abondantes mais de forte biomasse est accru. De plus, cette technique trouve ses limites lorsqu'elle est appliquée à des mésocosmes, où les organismes de grande taille ne sont pas toujours représentés, ce qui influence le résultat (Gray *et al.*, 1988).

Cette méthode graphique souffre également de l'absence de test statistique pouvant quantifier le degré de divergence entre les deux courbes. De plus, les courbes ABC ont été critiquées pour leur trop grande sensibilité à la forte dominance de certaines espèces. Différentes techniques ont donc été proposées par plusieurs auteurs afin d'affiner les résultats et d'améliorer leur représentation. Dans cet objectif, Clarke (1990) a ainsi proposé un indice (W), ainsi que des deux transformations graphiques, tandis que McManus et Pauly (1990) ont développé un indice permettant la comparaison des résultats entre différentes stations séparées dans le temps ou l'espace.

3.2.1 Indice W de Clarke

L'indice de Clarke (1990), noté W est donné par :

$$W = \sum_{i=1}^S (B_i - A_i) / [50(S - 1)]$$

Où :

B_i et A_i : rangs de l'espèce i pour la biomasse et pour l'abondance

S : nombre d'espèces considérées

Sa valeur varie de +1, lorsque la biomasse domine totalement la courbe d'abondance, à -1 dans le cas contraire.

3.2.2 Transformation logarithmique

Une adaptation portant sur la représentation graphique des courbes permet de donner moins de poids aux espèces ayant des très fortes abondances (Clarke, 1990). La transformation logarithmique des valeurs d'abondance ou de biomasse, permet ainsi d'optimiser la discrimination entre les courbes sans en affecter la structure. La nouvelle valeur de y' pour chacun des paramètres est donnée par la formule suivante, et l'axe des y sur la représentation graphique est transformé en échelle logarithmique :

$$y'_i = \log[(1 + y_i) / (101 - y_i)]$$

3.2.3 Courbes de dominance partielle

Clarke (1990) a proposé une seconde transformation des données d'abondance, permettant de mieux relier les abondances des espèces dont la dominance serait noyée par la forte valeur des espèces des premiers rangs. Cette transformation modifie les abondances absolues des espèces en une valeur de dominance partielle p_i :

$$p_1 = 100a_1 / \left(\sum_{j=1}^s a_j \right), p_2 = 100a_2 / \left(\sum_{j=2}^s a_j \right), \dots, p_s = 100a_s / a_s = 100$$

Où :

a_j = abondance absolue de la $j^{\text{ème}}$ espèce, rangée dans un ordre décroissant d'abondance.

3.2.4 Shannon Wiener Evenness Proportion Index

Face à la subjectivité de l'interprétation des courbes ABC et à l'impossibilité d'en tirer des données qui puisse être traitées statistiquement pour dégager les tendances d'échantillons répartis dans l'espace ou le temps, McManus et Pauly (1990) ont proposé un indice permettant de calculer l'équitabilité, à partir de l'indice de Shannon-Wiener :

$$SEP = H' \text{ biomasse} / H' \text{ abondance}$$

Cet indice augmente proportionnellement à la pollution. La représentation graphique de l'évolution de cet indice peut ainsi permettre d'identifier l'évolution d'une station, ou de comparer deux stations entre elles.

Les méthodes univariées permettent donc de détecter et de quantifier les changements dans les peuplements, mais elles restent limitées pour caractériser ces modifications car elles ne prennent pas en compte les espèces. Elles ne reflètent donc qu'une partie de l'information. Plusieurs méthodes intégrant plusieurs paramètres à la fois, dont la composition spécifique des communautés ont donc été développées : ce sont les méthodes multimétriques.

B - Méthodes multivariées

Généralement plus sensibles que les méthodes univariées, les méthodes multivariées reposent sur la mise en évidence de similitudes entre des ensembles de stations ou d'espèces, et sur la mise en relation de ces caractéristiques avec des paramètres environnementaux. Ces méthodes sont relativement récentes car leur utilisation nécessite un matériel informatique et des logiciels spécialisés et performants. Elles sont cependant beaucoup plus complexes que les autres techniques, elles nécessitent un important travail de traitement et de préparation des données et l'interprétation des résultats est souvent délicate, limitant leur utilisation par les aménageurs.

L'utilisation concomitante de plusieurs types d'analyses multivariées et de transformation des données peut permettre de mieux cerner la structure des données et de les relier à des paramètres environnementaux (Section 1). Ces techniques permettent également d'attribuer des valeurs objectives à certains paramètres difficiles à quantifier, comme la sensibilité des espèces à la pollution. Ce principe est utilisé par le Benthic Response Index (section 2).

Enfin les analyses multivariées sont couramment utilisées pour vérifier la validité de différents indices ou de sélectionner les paramètres les plus pertinents pour la calibration d'indices multimétriques (BCI, BIEC, B-IBI décrits dans le chapitre C).

1 - L'approche multivariée

Les différences entre les structures de communauté ou les espèces peuvent être étudiées et mesurées par différents indices, qu'il s'agisse d'indices de diversité, comme ceux présentés dans le chapitre précédent, ou par des indices de similarité dont les principaux sont présentés dans cette partie. Ces différences traduites en distances peuvent ensuite faire l'objet de deux types d'analyses : la classification ou l'ordination...

Il existe de nombreuses techniques d'analyse, permettant d'obtenir des résultats très divers. Le choix des différentes techniques dépend le plus souvent de préférences personnelles et de la disponibilité des programmes adaptés. La normalisation de ces techniques, souhaitée par plusieurs auteurs (Gray *et al*, 1992), permettrait cependant de pouvoir comparer les différentes études, dans l'espace et dans le temps.

Les analyses multivariées peuvent se focaliser sur la structure des communautés (analyse normale) ou sur les assemblages des espèces (analyse inverse). Les résultats sont ensuite comparés aux données environnementales afin d'identifier les mécanismes reliant les peuplements aux conditions du milieu.

1.1 Analyse de la structure des communautés (analyse normale)

L'analyse normale comporte 6 étapes caractéristiques (Figure 10) :

- (1) Les données brutes sont représentées dans une matrice de n échantillons par S espèces ;
- (2) Ces données sont transformées si nécessaire ;
- (3) La mesure de similarité entre les échantillons pris 2 à 2 est réalisée grâce au calcul d'indices particuliers, et les résultats sont réunis sous forme d'une matrice triangulaire ;
- (4) et (5) Les relations entre échantillons sont résumées par deux représentations graphiques complémentaires : la classification et l'ordination ;
- (6) Les espèces caractéristiques des différences entre les échantillons sont finalement identifiées à partir des données brutes.

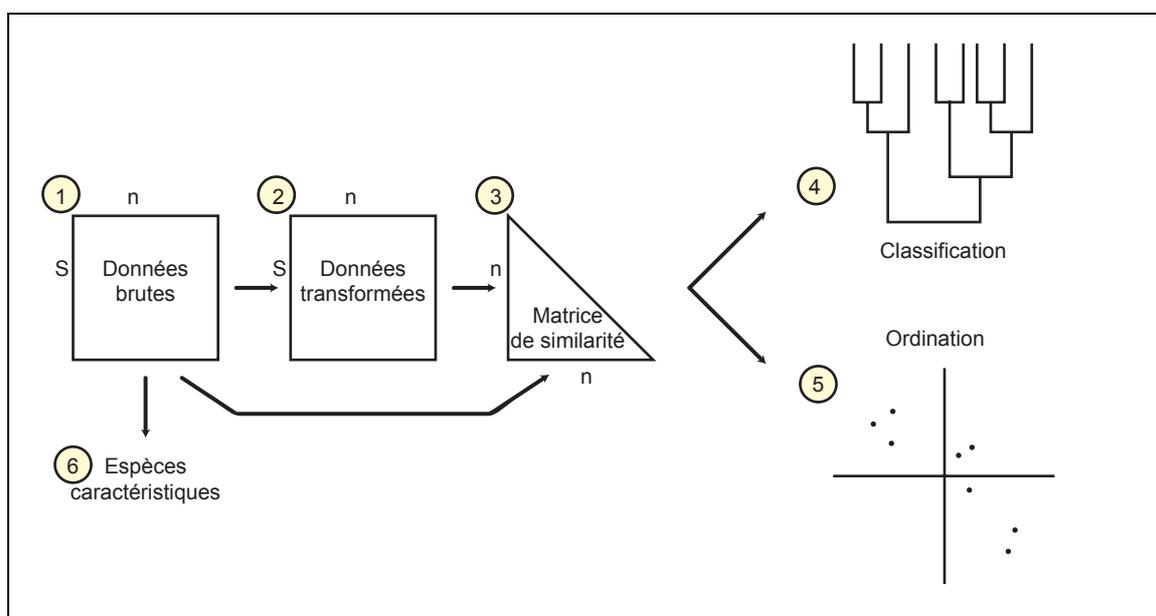


Figure 10 : Analyses multivariées : résumé des étapes conduisant à la classification ou à l'ordination, méthode normale (d'après Field *et al.*, 1982)

1.1.1 Transformation des données

Première étape avant de réaliser les analyses, la transformation des données consiste à modifier le poids des espèces dans les calculs ($\sqrt{\quad}$, $\sqrt[3]{\quad}$, $\text{Log}_{10}\dots$).

La transformation la plus communément utilisée est la transformation logarithmique :

$$Y_{ij} = \log(X_{ij} + 1)$$

où :

X_{ij} = valeur brute associée à la $i^{\text{ème}}$ espèce du $j^{\text{ème}}$ échantillon ;

Y_{ij} = nouvelle valeur issue de la transformation.

La transformation logarithmique a pour effet de réduire l'échelle des valeurs pour les espèces abondantes, de sorte qu'elles ne noient pas les autres données.

La transformation « root-root » préconisée par Field *et al.* (1982) a le même effet, mais présente de plus l'avantage de rendre la mesure de Bray Curtis indépendante de l'échelle utilisée (les valeurs peuvent être exprimées en cm^2 ou en m^2 sans conséquence sur le coefficient).

$$Y_{ij} = \sqrt[4]{X_{ij}} = X_{ij}^{1/4}$$

1.1.2 Indices de similarité

De nombreuses mesures de distance, de corrélation, de similarité ou de dissimilitude permettent de comparer les échantillons deux à deux, et de leur attribuer une valeur résumant leur ressemblance globale. Il est cependant fréquent, en milieu marin, que certaines espèces ne soient pas présentes dans tous les échantillons, de sorte que de nombreuses entrées de la matrice sont égales à zéro. Certains indices prennent en compte ces double absences comme des éléments de ressemblance et ne sont de ce fait, pas assez robustes (les échantillons de milieux très différents, peuvent du fait de l'absence conjointe d'espèces, apparaître comme très proches) (Field *et al.*, 1982).

L'indice auparavant le plus utilisé était l'indice de similarité faunistique (Faunal Similarity Index, ou Index of affinity), supplanté aujourd'hui par l'indice de Bray-Curtis. Ces indices permettent de regrouper les stations en fonction du nombre d'espèces en commun. Certains prennent également en compte les abondances des espèces comme critère de ressemblance.

- *Faunal similarity index (index of affinity)*

L'indice d'affinité correspond à la somme des plus petits pourcentages d'espèces en commun lors de la comparaison des stations deux à deux.

- *Coefficient de communauté (Index of species similarity)*

$$\frac{(c \times 100)}{(a + b - c)}$$

Où :

a et b = nombre d'espèces dans chacun des échantillons ;

c = nombre d'espèces présentes dans les deux échantillons.

- *Coefficient de Bray-Curtis (indice de dissimilarité)*

Développé en l'écologie végétale terrestre et emprunté par l'écologie marine, ce coefficient n'est pas affecté par les doubles-absences. Cependant, on lui reproche de donner plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares.

$$\delta_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^s |Y_{ij} - Y_{ik}|}{\sum_{i=1}^s (Y_{ij} + Y_{ik})} = 1 - \frac{2W}{A + B}$$

Où :

Y_{ij} = valeur pour la $i^{\text{ème}}$ espèce du $j^{\text{ème}}$ échantillon ;

Y_{ik} = valeur pour la $i^{\text{ème}}$ espèce du $k^{\text{ème}}$ échantillon ;

δ_{jk} = dissimilarité entre le $j^{\text{ème}}$ et le $k^{\text{ème}}$ échantillon pour les s espèces ;

A = somme des abondances de toutes les espèces trouvées dans un échantillon donné ;

B = somme des abondances des espèces d'un autre échantillon ;

W = somme des valeurs d'abondance les plus faibles pour chaque espèce commune aux deux échantillons.

L'indice de dissimilarité de Bray-Curtis varie entre 0 (valeurs identiques pour toutes les espèces) et 1 (aucune espèce en commun). Son complément est l'indice de similarité S_{jk} :

$$S_{jk} = 1 - \delta_{jk}$$

- *Métrique de Canberra*

La métrique de Canberra a des propriétés similaires à celle de la mesure de Bray-Curtis, mais donne un poids équivalent à toutes les espèces. Ceci s'avère particulièrement intéressant lorsque les valeurs utilisées sont celles de la biomasse, où un organisme particulièrement gros peut noyer le reste des informations. Cependant, la transformation logarithmique des données peut également pallier ce défaut du coefficient de Bray-Curtis.

$$D10_{jk} = \sum_{i=1}^s \left[\frac{|Y_{ij} - Y_{ik}|}{(Y_{ij} + Y_{ik})} \right]$$

- Métrique de Manhattan

Dans les échantillons comptant très peu d'espèces, la métrique de Manhattan peut être employée, mais son utilisation est rare et délicate du fait de sa grande sensibilité au nombre d'espèces présentes (Field *et al*, 1982).

$$D7_{jk} = \sum_{i=1}^s |Y_{ij} - Y_{ik}|$$

- Distance euclidienne

La métrique la plus connue est la distance euclidienne, basée sur la formule de Pythagore :

$$D1_{ij} = \sqrt{\sum_{i=1}^s (Y_{ij} - Y_{ik})^2}$$

1.1.3 Construction d'une matrice triangulaire

Le calcul de ces distances et indices de similarité aboutit à la construction d'une matrice triangulaire dont chaque entrée compare l'un des n échantillons à tous les autres (Tableau 2).

Tableau 2 : Exemple de matrice triangulaire comparant entre elles 13 stations par le biais du Faunal Similarity Index (D'après Lebart *et al.*, 1982).

	B7	B22	B21	B23	B5	B4	B10	B12	B11	B20	B1	B27	B8
B7		56	70	65	57	52	51	41	25	22	39	9	4
B22			64	54	57	26	34	24	37	35	40	13	2
B21				64	70	30	42	30	34	31	39	9	3
B23					69	27	25	15	20	21	38	8	3
B5						23	19	10	19	24	40	31	5
B4							69	54	40	26	18	9	3
B10								72	49	33	14	9	4
B12									57	28	5	2	3
B11										42	13	10	3
B20											17	8	2
B1												9	58
B27													1
B8													

	0-4
	5-19
	20-49
	50-100

Les relations entre les stations restant difficile à interpréter à partir de cette matrice, elle peut faire l'objet d'une représentation graphique sous la forme d'un dendrogramme à l'issue d'une classification ou d'un graphique à 2 dimensions l'issue d'une ordination.

1.1.4 Méthodes de classification

La classification consiste à regrouper dans un même ensemble des objets qui ont un degré de similarité significatif. A l'instar de la diversité des indices de similarité, il existe plusieurs méthodes de groupement : classifications hiérarchique ou non-hiérarchique, agglomérative ou divisive... Legendre et Legendre (1998) apportent une comparaison de ces méthodes à

laquelle le lecteur pourra se rapporter pour de plus amples informations. La plus utilisée reste la classification à Ascendance Hiérarchique (CAH).

- *Classification à Ascendance Hiérarchique (CAH)*

Les données étudiées sont généralement les abondances des espèces dans une matrice croisée échantillons/espèces. La mesure de similarité entre les échantillons se fait par le coefficient de Bray-Curtis, mais la distance euclidienne peut également être utilisée (méthode de Ward), ou le Faunal Similarity Index (Tableau 2). La classification hiérarchique consiste à regrouper les espèces les plus proches sous forme d'un dendrogramme, dont la longueur des branches représente la distance moyenne ou totale entre les espèces et groupes d'espèces, c'est à dire leur pourcentage de similarité (Figure 11).

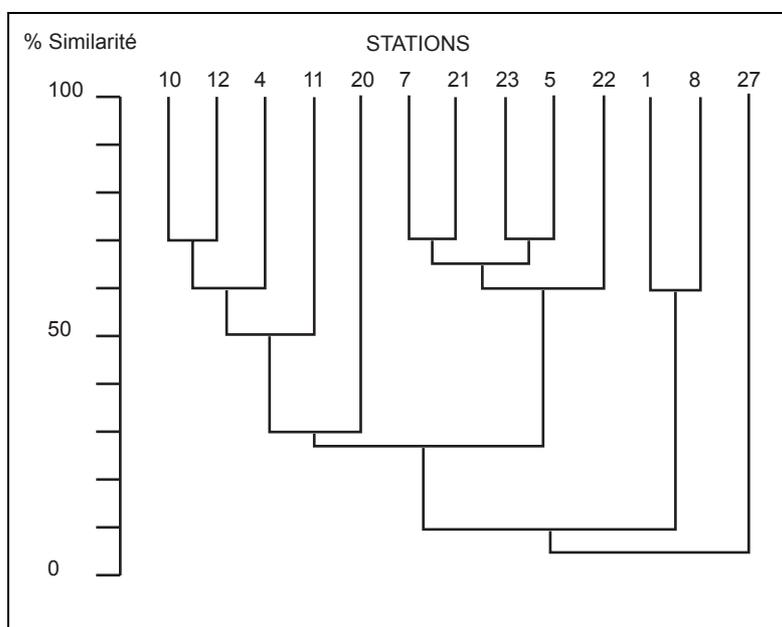


Figure 11 : Dendrogramme issu d'une classification hiérarchique (d'après Rosenberg, 1977a)

La similarité de la faune benthique entre différentes stations est calculée grâce à l'indice de similarité faunistique

Souvent utilisé avec l'indice de similarité des espèces, la classification hiérarchique est particulièrement intéressante pour analyser les différences de structure de communautés le long de gradients d'enrichissement en matière organique. Facile à calculer et à interpréter, elle a permis de développer plusieurs théories concernant l'évolution spatiale et/ou temporelle de la faune benthique suite à une pollution.

Si les dendrogrammes sont d'un usage simple, ils possèdent cependant quatre inconvénients (Field *et al.*, 1982) :

- La hiérarchie est irréversible : une fois qu'un échantillon a été placé dans un groupe il perd son identité ;

- Les dendrogrammes ne montrent que les relations intergroupes. Le niveau de similarité indiqué est celui de la moyenne des valeurs intergroupes ;
- La séquence des échantillons dans un dendrogramme est arbitraire, et deux échantillons adjacents et appartenant à des groupes différents ne sont pas nécessairement les plus ressemblants ;
- Les dendrogrammes insistent sur les discontinuités et forcent des séries continues à s'organiser en classes discrètes.

De ce fait, l'emploi d'une autre méthode de représentation est conseillé afin de vérifier la pertinence des discontinuités mises en évidence dans le dendrogramme. Celui-ci peut toutefois constituer une aide pour la délimitation de groupes suite à une ordination, les deux techniques étant complémentaires.

1.1.5 Méthodes d'ordination

Les méthodes d'ordination étaient utilisées au départ en psychologie et sociologie. On peut distinguer les méthodes métriques (comme l'ACP) et les méthodes non métriques résultant d'une procédure itérative (comme la MDS). Les distances habituellement utilisées sont celles de Bray-Curtis.

- *Positionnement multidimensionnel (analyse MDS, Multi Dimensional Scaling)*

A partir d'une matrice symétrique contenant des rangs de distances entre des stations, ces dernières sont représentées dans un espace à n dimensions, la proximité entre les stations reflétant leur similarité. Cette première phase peut paraître similaire à celle utilisée par d'autres méthodes d'ordination (comme l'ACP), mais elle est le plus souvent issue d'une configuration choisie au hasard. Une régression est calculée à partir de la distance d_{jk} entre les points et la dissimilarité correspondante δ_{jk} . La représentation est ensuite évaluée par le « Stress de Kruskal » :

$$Stress1 = \frac{\sum_j \sum_{k>j} (d_{jk} - \hat{d}_{jk})^2}{\sum_j \sum_{j>k} d_{jk}^2}$$

Où :

d_{jk} = distance entre deux points

\hat{d}_{jk} = distance estimée à partir de la régression correspondant à la dissimilarité, δ_{jk} .

En fonction de la valeur du Stress, on distingue plusieurs cas de figure :

- > 0,5 : la représentation est probablement aléatoire
- entre 0,5 et 0,25 : la qualité de la représentation est médiocre
- entre 0,1 et 0,25 : la représentation est satisfaisante
- < 0,1 : la représentation est excellente.

En fonction du résultat, la configuration est alors modifiée de manière à réduire le stress, et les étapes précédentes sont répétées jusqu'à ce que la réduction du stress ne soit plus possible.

Les modifications apportées à la représentation afin de réduire le stress sont souvent des modifications locales et non globales, convergeant vers une valeur minimale du stress dans la configuration initialement créée. Une configuration initiale différente peut cependant conduire à un stress inférieur. Les calculs doivent donc parfois être répétés plusieurs fois afin d'avoir une configuration optimale en fonction du point de départ. Lorsque des configurations similaires ont été obtenues et présentent une valeur de stress minimale, la solution optimale est probablement trouvée. Il est important de garder à l'esprit que la carte finale est déterminée avec une orientation, une localisation et une échelle arbitraire.

La MDS présente l'avantage, par rapport aux autres méthodes d'ordination, de rester plus flexible, notamment en présence de données de double-absence, de données incomplètes ou de données ayant une fiabilité non uniforme et pour lesquelles un poids différent doit être donné.

1.1.6 Espèces caractéristiques

Les données ayant été résumées par la représentation graphique des deux diagrammes, classification et ordination, il est utile de connaître quelles espèces sont responsables de la discrimination des différentes stations. Deux techniques permettent d'extraire les espèces qui diffèrent le plus entre des groupes d'échantillons : l'une appelée $2\Delta_i$, développée et préconisée par Field *et al.* (1982) et l'autre, appelée F-ratio, utilisée par Stephenson *et al.* (1977).

- $2\Delta_i$

$$2\Delta_i = 2(I_{1i} - I_{1i} - I_{2i})$$

Où :

$I_{ii} = N_t \text{Log } N_t - A_{ii} \text{Log } A_{ii} - (N_t - A_{ii}) \text{Log } (N_t - A_{ii})$ = Total de l'information contenue dans les deux groupes combinés.

N_t = nombre d'échantillons dans les deux groupes réunis

A_{ii} = nombre d'échantillon où l'espèce est présente

$(N_t - A_{ii})$ = nombre d'échantillons où l'espèce est absente.

L'information pour I_{1i} et pour I_{2i} est obtenue de la même manière pour les groupes 1 et 2.

En faisant l'hypothèse que la probabilité d'observer l'espèce i est la même dans les deux groupes, $2\Delta_i$ peut être considéré comme l'approximation d'une distribution du Chi², et les valeurs pour chaque espèce peuvent être comparées dans les tables du Chi² afin de vérifier si elles diffèrent significativement. Plusieurs conditions du test du chi² ne sont cependant pas remplies. Cette mesure ne peut donc être considérée que comme une information et non comme un test statistique de significativité.

- F-ratio

Le F-ratio peut être utilisé pour distinguer les espèces qui diffèrent le plus dans l'ensemble des échantillons considérés, et non plus entre 2 groupes comme précédemment.

Pour les mêmes raisons que précédemment, il ne peut être considéré comme un test statistique.

$$F_{ratio} = \frac{S_1^2}{S_2^2}$$

où S_1^2 = plus grande variance S_2^2 = plus petite variance

1.2 Comparaison des espèces (analyse inverse)

L'analyse peut aussi consister à comparer des groupes d'espèces et à mettre en relation ces groupes avec des variations de paramètres environnementaux. Les cinq premières étapes décrites précédemment sont reprises (Figure 12), accompagnées de deux étapes supplémentaires, l'une, consistant à réduire le nombre de données, et l'autre, consistant à standardiser les données de manière à les rendre comparables.

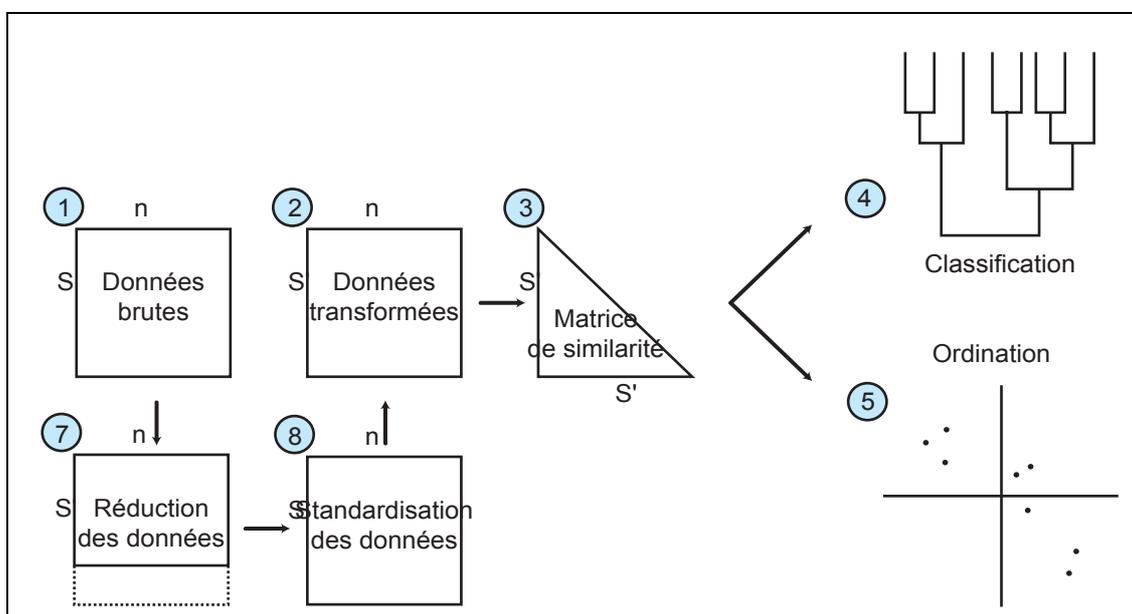


Figure 12 : Analyse multivariée : résumé des étapes conduisant à la classification ou l'ordination, méthode inverse (d'après Field *et al.*, 1982)

1.2.1 Réduction des données

Le nombre des espèces peut être réduit afin de faciliter les traitements, notamment en éliminant les espèces rares. Plusieurs méthodes ont été discutées, notamment le fait de sélectionner les plus abondantes. En effet, certaines stations sont caractérisées par de nombreuses espèces aux effectifs faibles qui sont caractéristiques, mais qui ne sont pas gardées pour l'étude. Une des solutions permettant de contrecarrer ce problème consiste à sélectionner les espèces ayant un pourcentage de dominance dans chaque station supérieur à une valeur arbitraire.

1.2.2 Standardisation des données

La standardisation des données est nécessaire lorsque les valeurs descriptives des espèces sont de nature quantitative. En effet, des espèces toujours présentes ensemble ne doivent pas être séparées du fait de leurs abondances différentes. La standardisation recommandée est donc :

$$Y_{ij} = 100 X_{ij} / \sum_{j=1}^n X_{ij}$$

Où :

X_{ij} = abondance de la $i^{\text{ème}}$ espèce dans le $j^{\text{ème}}$ échantillon

Y_{ij} = valeur standardisée correspondante.

1.2.3 Classification et ordination

Les techniques d'ordination et de classification décrites aux paragraphes 1.1.4 et 1.1.5 peuvent ensuite être appliquées. La classification hiérarchique permet ainsi d'identifier les espèces qui sont isolées et celles qui sont souvent associées, illustrant ainsi un gradient partant des espèces opportunistes aux espèces les plus sensibles en passant par les espèces tolérantes (Grall *et al.*, 2003).

Les méthodes (CAH, MDS et AFC) basées sur les indices de similarité permettent seulement de mettre en relief des groupes de stations présentant des groupements faunistiquement semblables, où les espèces souvent associées, où au contraire, isolées. Ces techniques ne donnent cependant aucune information sur les causes sous-jacentes pouvant expliquer les différences observées, qu'elles soient liées à la pollution ou non (Gray *et al.*, 1992). La liaison avec les données environnementale peut alors être effectuée, selon différentes méthodes.

1.3 Liaison avec les données environnementales

La méthode utilisée par Field *et al* (1982) consiste à analyser les données biotiques en premier (« letting the species tell their story »), avant de s'intéresser aux relations qui existent entre elles et les facteurs environnementaux.

1.3.1 Méthode graphique

Les données environnementales (salinité, température, matière organique, granulométrie...) peuvent être superposées aux représentations graphiques issues des MDS des stations (Figure 13), leur valeur étant représentée à l'aide d'une typologie adaptée (taille de ronds proportionnelle à une grandeur, longueur de flèches, etc...).

Les données biologiques et écologiques des espèces (taille, régime alimentaire...) peuvent également être superposées aux points correspondants à chaque espèce sur la représentation graphique.

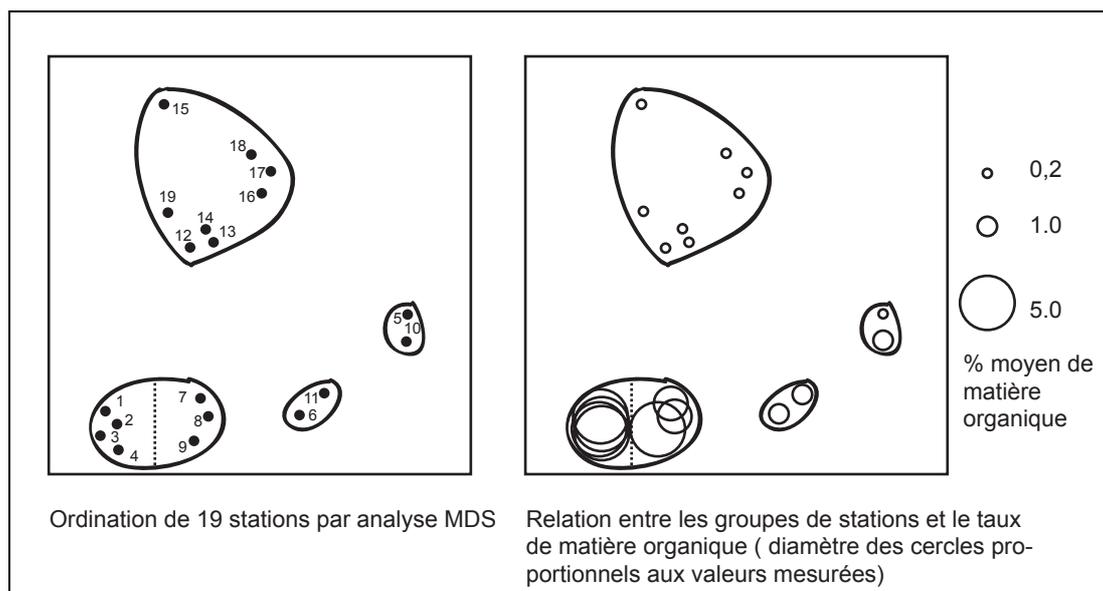


Figure 13 : Exemple de superposition de données environnementales sur une MDS (d'après Field *et al.*, 1962)

Ces superpositions permettent d'identifier de possibles corrélations, qui peuvent être testées ultérieurement par le test du χ^2 (les variables continues pouvant être divisées en classes), par régression linéaire, ou bien, dans le cas des variables environnementales, par une ANOVA ou le test de Kruskal-Wallis.

Cette méthode graphique permet de synthétiser les résultats complexes de données biologiques et environnementales. Elle présente toutefois l'inconvénient de ne relier qu'une information environnementale à la fois, et ne permet pas de répondre à des questions telles que :

- comment peut être expliquée la structure de la communauté à partir des différentes variables environnementales mesurées ?
- quelles sont les variables qui expliquent le mieux cette structure, et quelles sont celles qui n'ont aucun effet ?

Clarke et Ainsworth (1993) ont donc proposé une nouvelle méthode permettant de répondre à ces questions.

1.3.2 BIO-ENV procedure (PRIMER) : méthode de Clarke et Ainsworth (1993)

L'approche de Clarke et Ainsworth repose sur l'hypothèse que les échantillons ayant des variables similaires sur le plan physico-chimique doivent avoir une composition spécifique également similaire (dans l'hypothèse où seules les variables déterminantes ont été prises en compte). L'ordination basée sur ces variables abiotiques doit ainsi ressembler fortement à celle basée sur les variables biotiques. L'omission d'un facteur clé a pour effet de dégrader cette correspondance, ainsi que la prise en compte d'un facteur qui n'influence pas la structure du peuplement.

Cependant, la comparaison de l'ordination des données environnementale et de celle des données biotiques reste problématique. En effet, la représentation optimale des données se fait dans un espace à n dimensions, or, les techniques permettant de comparer les ordinations ne peuvent s'opérer que dans un espace ayant un nombre de dimensions limité. La comparaison des ordinations aura une valeur différente si elle est effectuée sur un espace à 2 ou 3 dimensions. La confrontation est donc réalisée de préférence directement sur les matrices de similarité.

Pour cela, un coefficient doit être mis en place. Les coefficients de rang semblent particulièrement bien adaptés (coefficient de Spearman ρ ou de Kendall τ). Clarke et Ainsworth ont choisi d'utiliser le coefficient de Spearman :

$$\rho_s = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^N (r_i - s_i)^2}{N(N^2 - 1)}$$

Où :

s_i = rang des similarités entre échantillons déterminés à partir des données abiotiques ;

r_i = rang des similarités entre échantillons déterminés à partir des données biotiques.

ρ_s varie entre -1 (complète opposition des valeurs de rangs dans les 2 matrices) et +1 (correspondance totale entre les deux matrices).

Cependant, lorsque le nombre de facteurs environnementaux pris en compte augmente, ce coefficient perd de sa sensibilité. Une adaptation a donc été proposée par ces mêmes auteurs, le coefficient de Spearman pondéré, donnant plus de poids aux différences de rang r_i et s_i :

$$\rho_w = 1 - c \sum_{i=1}^N \frac{(r_i - s_i)^2}{(r_i + s_i)}$$

Où :

$$c = \frac{6}{N(N-1)}$$

La méthode comporte ainsi cinq étapes (Figure 14) :

- (1) Les matrices de données biotiques et abiotiques sont traitées séparément de manière à leur attribuer les indices de similarité appropriés ;
- (2) La matrice triangulaire concernant les données biotiques est construite, tandis que plusieurs matrices sont réalisées pour les données environnementales de manière à couvrir un maximum de combinaisons possibles à différents niveaux de complexité ;
- (3) La corrélation de rang est calculée pour la matrice des données biotiques et chacune des matrices des données abiotiques. Parmi les coefficients obtenus, les plus forts, pour chaque niveau de complexité sont sélectionnés. La valeur du coefficient croît jusqu'à un certain niveau de complexité (correspondant à la combinaison optimale des facteurs expliquant la répartition des espèces), puis décroît à mesure que des facteurs n'ayant aucune influence sont ajoutés. Ce sous ensemble comportant un ρ maximum est sélectionné.
- (4) Une MDS est réalisée à la fois pour les données biotiques et pour les matrices de données abiotiques sélectionnées précédemment ;
- (5) L'interprétation de ces ordinations doit permettre d'identifier des groupes d'espèces similaires (la position des groupes les uns par rapport aux autres ayant peu de signification, comparée à l'information apportée par la distance entre les espèces).

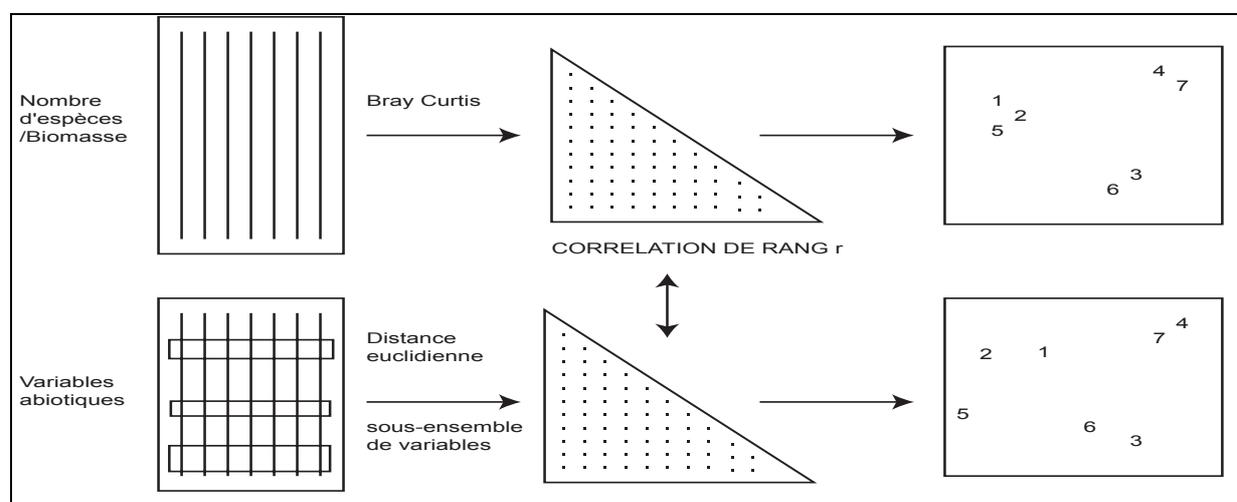


Figure 14 : Schéma des étapes permettant la liaison entre les données biotiques et les variables environnementales (d'après Clarke et Ainsworth, 1993)

Il apparaît que les plus fortes valeurs de ρ correspondent aux MDS ayant les stress les plus faibles. Une recherche exhaustive de tous les facteurs influençant la structure des données biotiques n'est pas toujours nécessaire ni recommandée (les calculs devenant rapidement trop lourds et trop longs). Ainsi, les ensembles de variables évoluant de manière colinéaire peuvent être exclues.

Au final, l'approche multivariée des peuplements permet une analyse très fine de leur structure et une mise en relation avec les paramètres environnementaux. Cependant, aucune information quant à la qualité du milieu ne peut en être clairement définie, et cette approche reste purement analytique et comparative. Des rapprochements entre des stations de même niveau de pollution peuvent être effectués mais aucune quantification de la perturbation n'est possible.

Toutefois, ces informations peuvent être utilisées pour vérifier la pertinence d'un indice en comparant les valeurs données par l'indice à différentes stations, et leur proximité lors d'une MDS (cette méthode a été utilisée notamment pour tester le BQI (page 61), l'AMBI (page 69)). L'analyse multivariée peut également permettre de sélectionner les paramètres environnementaux qui participent le plus à la structuration des peuplements. Enfin, cette approche peut permettre de créer de nouvelles données, en attribuant des valeurs à des paramètres difficilement quantifiables. C'est le principe du Benthic Response Index (BRI).

2 - Benthic Response Index (BRI)

Plusieurs indices sont basés sur la sensibilité des espèces vis-à-vis de la pollution (cf. méthodes fonctionnelles, chapitre C). Cependant, l'estimation et la quantification de cette sensibilité pose de nombreuses difficultés. La méthode la plus couramment utilisée consiste à classer les espèces en différents groupes de tolérance, mais cette technique fait souvent l'objet de critiques en raison notamment de sa subjectivité. Face à ces difficultés, Smith *et al.* (2001) ont proposé la création d'un nouvel indice permettant l'attribution de valeurs de tolérance grâce à une méthode multivariée. L'intérêt de cet indice est de combiner la facilité d'interprétation et d'utilisation des valeurs de tolérance, avec la rigueur de l'analyse multivariée.

L'indice BRI correspond à la tolérance moyenne des espèces face à la pollution, pondérée par leur abondance. Il a été développé par le South California Coastal Water Research Project en 2001. Créé tout d'abord pour la plate-forme continentale, il a ensuite été étendu à des zones plus complexes comme les baies et les zones portuaires (Smith *et al.*, 2003).

La valeur du BRI est donnée par la formule suivante :

$$I_s = \frac{\sum_{i=1}^n p_i \sqrt[3]{a_{si}}}{\sum_{i=1}^n \sqrt[3]{a_{si}}}$$

Où :

I_s = valeur de l'indice pour l'échantillon s

n = nombre d'espèces dans l'échantillon s

p_i = position de l'espèce i dans le gradient de pollution (valeur de tolérance à la pollution)

a_{si} = abondance de l'espèce i dans l'échantillon s .

Les espèces n'ayant pas de position dans le gradient de pollution ne sont pas prises en compte.

Les positions p des espèces sur le gradient de pollution ont été déterminées par Smith *et al.* (2001) en Californie pour un certain nombre d'espèces, à différentes profondeurs (la réponse de ces espèces à la pollution étant différente lorsqu'elles sont en limite de leur aire de répartition). La méthode d'attribution de p , décrite ci-dessous, peut être étendue à d'autres régions géographiques, permettant l'application de l'indice à plus grande échelle.

La détermination de la tolérance des espèces à la pollution nécessite quatre étapes :

- Tout d'abord, le rassemblement de données permettant la calibration : de nombreux échantillons, couvrant diverses profondeurs et différents types de sédiments, sont prélevés et traités (717 échantillons pour Smith *et al.*, 2001). Les données sur la macrofaune servent à calibrer l'indice, tandis que les données sur le sédiment servent à le valider.
- Puis, chaque ensemble de données récoltées à différentes profondeurs fait l'objet d'une ordination. Les données concernant la macrofaune font l'objet d'une ACP, basée sur une matrice de dissimilitude quantifiée par l'indice de Bray-Curtis. Un vecteur, reliant la position moyenne de stations connues pour être polluées et la position moyenne de stations non polluées permet d'établir dans l'espace un gradient de pollution. La projection des stations sur ce vecteur permet de déterminer leur position sur le gradient de pollution. Ces valeurs sont mises à l'échelle de sorte que la station la plus polluée a pour valeur 0, tandis que la moins polluée atteint une valeur de 100. Trois ordinations ont été réalisées dans le modèle de Smith *et al.* (2001), chacune dans un intervalle de profondeur particulier (10-35m, 25-130m et 110-324 m). Le recouvrement de l'intervalle de profondeur de ces lots de données permet de standardiser l'indice, quelle que soit la profondeur. La détermination des stations les plus polluées est faite en prenant en compte le type de sédiment : la pollution apparaissant plus rapidement dans les zones où les sédiments sont fins, la position moyenne de toutes les stations polluées, quelque soit le sédiment est privilégiée, de manière à ne pas choisir un gradient de pollution dépendant de la taille des sédiments.

Cette méthode suppose que le gradient de pollution puisse être représenté par une seule direction dans l'espace d'ordination, et que les modifications dans l'ordination suivant cette direction soient liées de manière linéaire au niveau de pollution présent dans les échantillons (ceci ne signifie pas pour autant que la réponse des espèces elles-mêmes soit liée de manière linéaire au gradient de pollution).

- La position des espèces sur le gradient est ensuite déterminée. Cette position p_i d'une espèce sur le gradient de pollution est déterminée comme la moyenne arithmétique des positions des stations comportant l'espèce sur le vecteur représentant le gradient de pollution.

$$p_i = \frac{\sum_{j=1}^t g_j}{t}$$

Où :

t = nombre d'échantillons utilisés dans la somme, c'est-à-dire, possédant l'espèce à une abondance assez forte.

g_j = position sur le gradient de pollution de l'échantillon j

- Les positions d'espèces obtenues à différentes profondeurs sont ensuite standardisées et mises à l'échelle de manière à ce qu'une valeur particulière de l'indice corresponde au même niveau de pollution, quelle que soit la profondeur considérée. Pour cela, une régression linéaire est établie pour les valeurs des eaux peu profondes et profondes avec les valeurs des profondeurs intermédiaires pour les échantillons des zones de recouvrement. Les valeurs pour les autres échantillons ont ensuite été calculées à partir des équations de régression déterminées précédemment.

Les valeurs correspondant aux plus faibles pollutions, pour des profondeurs moyennes, sont ramenées à zéro, tandis que les valeurs les plus fortes sont ajustées à 100. S'agissant d'une échelle ouverte, basée sur les profondeurs moyennes, il est possible de trouver des valeurs d'indice inférieures à 0 ou supérieures à 100.

- Des valeurs seuils de l'indice sont ensuite déterminées, sur la base différents critères : le premier seuil est basé sur les valeurs d'ER-L définies par Long *et al.* (1995), tandis que les trois niveaux suivants sont basés sur la disparition d'espèces ou de groupes d'espèces par rapport à la situation de référence (Tableau 3) :
 - le premier niveau, appelé « reference threshold » (seuil de référence) ;
 - le second niveau, appelé « loss of biodiversity » (perte de biodiversité), correspond à la valeur de l'indice au dessus de laquelle 25% des espèces présentes dans les échantillons de référence disparaissent ;
 - le troisième niveau, appelé « loss in community function » (perte fonctionnelle de la communauté), correspond au point où les groupes taxonomiques majeurs (comme les Echinodermes et Arthropodes (Smith *et al.* (2001)) disparaissent des assemblages ;
 - le quatrième niveau, nommé « defaunation » correspond au point où 90% des espèces du niveau de référence ont disparu.

Tableau 3 : Valeurs seuils de l'indice en fonction de la zone étudiée (d'après Smith *et al.*, 2001)

<i>Seuils</i>	<i>Structure des peuplements</i>	<i>Plateau continental</i>	<i>Baies</i>
Reference threshold	Reference	25	31
Loss of biodiversity	<25% de perte de la biodiversité	34	42
Loss in community function	<50% de perte de la biodiversité	44	53
Defaunation	<80% (baies) à 90% (plateau) de perte de biodiversité	72	73

Les différentes valeurs seuils s'expliquent par le nombre d'espèces différent entre les 2 zones.

- L'index est ensuite validé par plusieurs types de tests :
 - par une analyse spatiale le long d'un gradient de pollution connu ;
 - par une analyse temporelle avec les données récoltées sur des sites depuis plusieurs années et dont l'évolution était connue ;
 - par mise en relation avec les données chimiques issue des études de Long *et al* (1995) ;
 - par comparaison avec des données environnementales afin de vérifier que l'indice ne représente pas un gradient naturel quelconque de l'habitat.

Cette méthode présente au final l'avantage de transformer une analyse multivariée en une information facilement interprétable, à partir de valeurs de tolérance objectives pour les espèces.

Proche de l'Infaunal trophic Index (Word, 1978)(cf. chapitre D section 3.2), et inspiré par le Hilsenhoff Index utilisé sur les communautés benthiques d'eau douce, le BRI repose sur une approche empirique pour estimer la valeur de tolérance des espèces, et non une extrapolation à partir du mode d'alimentation comme pour l'ITI. Malgré cette différence méthodologique, une forte corrélation a été trouvée entre les valeurs attribuées aux espèces. Les différences majeures rencontrées étant souvent liées à un défaut d'information sur le régime alimentaire des espèces ayant conduit Word à étendre le même mode de vie à tous les membres d'une même famille. De plus, le régime alimentaire inconstant de certaines espèces, et la quantité d'information disponible à l'époque où a été développé l'ITI n'a pas permis d'attribuer une valeur de tolérance à autant d'espèce que ne le fait le BRI. Ainsi, 50% seulement des espèces échantillonnées peuvent être utilisées dans le cadre de l'ITI, contre 84% pour le BRI (Smith *et al*, 2001).

Ne dépendant que des espèces, le BRI est insensible aux variations d'abondance qui se produisent parfois pour certaines espèces durant les différentes saisons. La variation saisonnière de l'index reste donc faible.

Contrairement à certains indices multimétriques, le BRI ne peut cependant plus être appliqué en zone d'hypoxie, où l'abondance et la diversité deviennent trop faibles.

Enfin, cet indice ayant été développé sur le plateau continental, son extension à des zones plus polluées (comme les ports ou les baies), ou à des zones plus complexes où les effets de facteurs naturels se superposent aux facteurs anthropiques (comme la salinité dans les estuaires), reste délicate et nécessite de plus amples recherches. L'extension de l'indice dans des baies (Smith *et al*, 2003) montre une relative efficacité, bien que celle-ci reste moins appréciable que sur le plateau continental.

C - Méthodes multimétriques

Les méthodes multimétriques consistent à mesurer et combiner entre eux plusieurs paramètres représentatifs de l'état du système afin d'en obtenir une vision globale. La mise en place d'indices multimétriques nécessite une phase de calibration et une phase de validation.

La calibration peut être réalisée selon deux approches :

- l'établissement de la relation entre des variables quantitatives et un niveau de pollution à partir de données provenant de zones connues pour être non perturbées (les sites de référence), comparées à des données provenant de zones perturbées (dites « dégradées »).
- L'établissement des conditions de référence pour diverses variables, uniquement à partir de sites considérés comme non perturbés.

La validation consiste ensuite à appliquer les indices précédemment calibrés sur des données provenant de sites dont la qualité est connue, et de vérifier le bon classement de ces sites grâce à l'indice. Ce pourcentage de classification correcte permet d'estimer la sensibilité et la robustesse de l'indice dans différents milieux.

Les méthodes multivariées ont l'avantage d'être sensibles aux variations de plusieurs paramètres et de témoigner d'une modification globale des conditions du milieu. Mais elles ont l'inconvénient d'être difficile à interpréter. Plusieurs auteurs ont donc définis des seuils de valeurs permettant d'identifier plusieurs niveaux de pollution. La valeur de ces seuils est généralement fixée de manière arbitraire, rendant la méthode relativement subjective. Pour s'affranchir de cette subjectivité, de nombreux auteurs font appel aux valeurs ER-L et ER-M déterminées par Long *et al.* (1995) pour divers polluants pour la définition de seuils de nombreux indices, ainsi que les méthodes de calibration ou de validation.

L'Effect Range-Low (ER-L) correspond à la concentration d'un polluant en dessous de laquelle, des effets biologiques indésirables sont supposés arriver rarement (dans moins de 10% des cas). L'Effect Range-Medium (ER-M) correspond quant à lui à la concentration du polluant au dessus de laquelle des effets biologiques arrivent fréquemment (dans plus de 50% des cas).

L'utilisation de ces valeurs pour établir des seuils reste toutefois critiquée (O'Connor, 2004) du fait de la mauvaise compréhension de leur signification. En effet, ces limites constituent seulement des valeurs faisant partie d'un continuum et en aucun cas des points d'inflexion au-delà desquels les effets toxicologiques sont aggravés. De plus, plusieurs polluants combinés entre eux, à des taux inférieurs à leurs ER-L respectifs, peuvent agir en synergie et se révéler toxiques pour les organismes.

Les paramètres environnementaux mesurés dans les méthodes multimétriques sont utilisés de diverses manières :

- ils peuvent permettre d'évaluer un nombre théorique d'espèces ou d'individus, qui est comparé aux données effectivement mesurées. C'est le principe utilisé par le Coefficient de Pollution (CoP) ;
- ils peuvent permettre de mesurer l'expression d'une perturbation au niveau de plusieurs caractéristiques du milieu, à l'image du Ratio-To-Reference (RTR) ;

- ils peuvent également être sélectionnés statistiquement en fonction de leur capacité à illustrer le niveau de perturbation et être combiné en un indice par le biais d'un algorithme précis. Cette méthode est largement utilisée et a permis de créer plusieurs indices : le BCI, le BIEC, l'EIQ et le B-IBI.

1 - Pollution coefficient (CoP)

Le coefficient de pollution développé par Stasmadjis en 1982 est basé sur le fait que dans un environnement soumis à des conditions difficiles, le nombre d'espèces attendu décroît, tandis que le nombre d'individus par espèce augmente.

Cet indice prend en compte l'influence des paramètres environnementaux sur la composition des peuplements. Celle du substrat, considérée comme la plus importante, est estimée par un indice, « l'équivalent en sable » :

$$s' = s + \frac{t}{x \times s + 5}$$

Où :

s = pourcentage de sable

t = pourcentage de vase

x = surface échantillonnée en m²

Cet indice est ensuite utilisé pour calculer le nombre moyen I_0 d'individus et G_0 d'espèces attendus dans un échantillon de taille déterminé d_0 :

$$I_0 = (as'^2 + bs' + c)(e + fh) \quad G_0 = I_0 / (a'I_0 + b')$$

Où :

a, b, c, e, f, a' et b' = constantes estimées par différentes méthodes dans la zone considérée

h = profondeur

Ces formules permettent de déterminer le nombre d'individus et d'espèces attendus dans l'échantillon prélevé dans le milieu que l'on souhaite tester, de taille d_1 :

$$i_1 = I_0 \frac{d_1}{d_0} \quad g_1 = G_0 \left(\frac{d_1}{d_0} \right)^h$$

Où $h = (\log G'_1 - \log G'_0) / \log n$. G'_1 et G'_0 sont déterminés par l'analyse de n échantillons :

G'_1 = total des espèces dans les n d'échantillons

G'_0 = valeur moyenne de G_0 pour les n d'échantillons.

Par comparaison entre ces nombres attendus et ceux observés effectivement dans les échantillons, l'indice de pollution p est calculé comme suit :

$$p = \frac{g'}{G_1 \sqrt{\left(\frac{I_1}{i_1}\right)}}$$

Où :

g' = nombre d'espèces attendues dans l'échantillon pour un nombre I_1 d'individus

i_1 = nombre d'individus attendus dans l'échantillon pour un environnement sain

G_1 = nombre effectif d'espèces dans l'échantillon

I_1 = nombre effectif d'individus dans l'échantillon

La valeur de p varie de 1,5 en zone peu polluée, à 8 et au-delà en zone polluée. Cinq niveaux de pollution ont été identifiés en fonction de la valeur de p (Tableau 4).

Tableau 4 : équivalences entre les valeurs du coefficient de pollution et le niveau de pollution

	<i>Valeur de p</i>	<i>Niveau de pollution</i>
	1,5 – 2	Léger
	2 – 3	Modéré
	3 – 4	Fort
	4 – 8	Très fort
	> 8	Proche des conditions azoïques

Cet indice, dont le calcul est relativement complexe, reste peu utilisé et nécessite une connaissance très précise des écosystèmes afin de déterminer les paramètres a , b , c , e , f de la première équation. Son application à grande échelle est également discutable (Simboura et Zenetos, 2002).

2 - Infauna Ratio-to-Reference of Sediment Quality triad (RTR)

L'évaluation de la qualité du sédiment ayant longtemps fait l'objet de l'acquisition de données physico-chimiques seules, sans référence à des paramètres biologiques, Long *et al.* (1987) ont proposé de prendre en compte trois catégories de mesures formant une approche triadique de la Qualité du Sédiment (Sediment Quality triad) : les concentrations de différents composés chimiques, la toxicité des échantillons et les modifications des peuplements benthiques.

- Les concentrations en composés chimiques mesurées permettent l'évaluation de la contamination. Elles concernent les métaux trace (plomb, cuivre et zinc) et certains composés organiques (PCB, CPAH) dont les concentrations sont additionnées :

$$\Sigma\text{Pb, Cu, Zn} \quad (\Sigma\text{PCB} + \text{CPAH}/10)$$

- La toxicité des échantillons environnementaux est évaluée grâce à une série de bio-essais dont les résultats sont résumés en une valeur (Bioassay Summary Index) correspondant au nombre de tests positifs sur le nombre total de tests effectués.
- La mise en évidence des modifications de la biocoenose s'effectue quant à elle par analyse des peuplements benthiques, et notamment du pourcentage de contribution de différents groupes taxonomiques (Polychètes et Mollusques ; Phoxocephalidés ; Arthropodes ; Echinodermes). Cette analyse est généralement basée sur des indices univariés (biomasse, abondance, diversité spécifique...). L'étude des peuplements benthiques permet de compléter l'étude des effets biologiques de cette pollution.

Ainsi, chaque paramètre complète les deux autres et les trois permettent de donner une évaluation objective de l'état de dégradation du milieu. Pour chaque paramètre, le rapport des valeurs mesurées sur le site testé avec celle d'un site de référence (Ratio-to-Reference : RTR) est calculé. La valeur du RTR sert à normaliser les données, ce qui permet d'établir un degré d'altération des stations et de rendre possible leur comparaison.

Les valeurs de ces RTR pour chaque station d'un site d'étude ou la valeur moyenne des RTR de ces stations peuvent être ensuite reportées sur un graphique à trois axes, permettant leur comparaison.

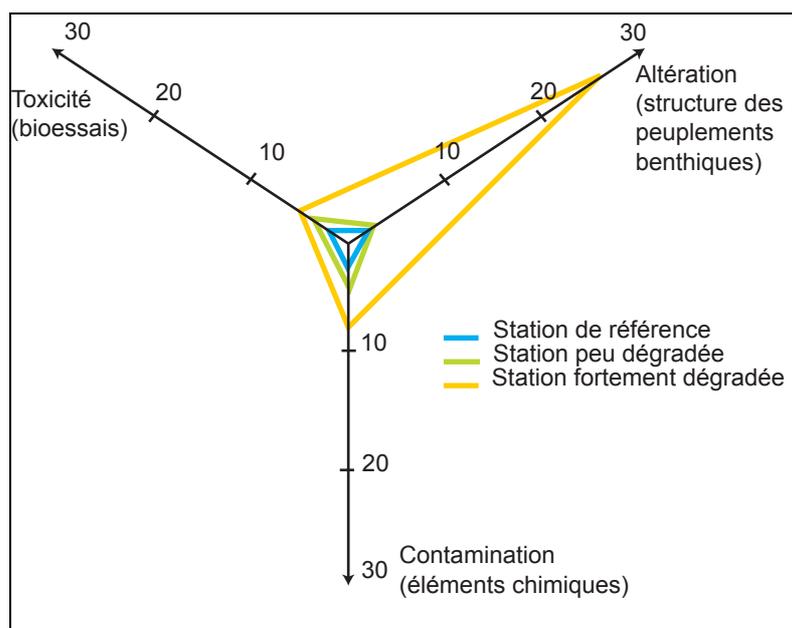


Figure 15 : SQT (Sediment Quality Triad) déterminé pour trois sites d'étude à partir des RTR des trois paramètres mesurés : la contamination (concentration en différents éléments chimiques), la toxicité (mesurée par bio-essais) et l'altération des peuplements (D'après Chapman *et al.*, 1987)

L'allure des triangles permet de déterminer les caractéristiques de l'état de chaque station, tandis que la surface des triangles permet de les comparer numériquement (ces comparaisons peuvent également être réalisées dans le temps pour une même station afin d'en étudier l'évolution).

Cette méthode permettant de refléter l'expression globale des perturbations sur différents paramètres donne une vision intégrée de l'état de l'écosystème. Cependant, chacun des trois paramètres mesurés présente des désavantages qui peuvent influencer les résultats :

- d'une part, la mesure de ces composés chimiques ne reflète pas nécessairement leur biodisponibilité en milieu naturel, ni leurs effets sur les organismes ;
- les bio-essais ne peuvent reproduire exactement les effets des polluants, du fait de la complexité des facteurs qui agissent en milieu naturel et qui ne peuvent être reproduits en laboratoire. Ils doivent de plus être réalisés de préférence avec des espèces indigènes sensibles, condition qui n'est pas toujours remplie ;
- enfin la seule analyse de la structure des peuplements n'est pas suffisante, car elle dépend également de facteurs environnementaux (salinité, température, oxygène dissous).

3 - Benthic condition Index (BCI)

Des techniques multivariées ont été utilisées afin de tester une sélection de paramètres décrivant la structure de communautés benthiques, et de retenir ceux qui sont les plus discriminants des habitats dégradés ou non dégradés en milieu estuarien. Cette manière d'utiliser les analyses multivariées reste originale, car elle a un but non pas descriptif, comme la plupart du temps dans l'analyse des structures de communautés, mais exploratoire.

Trois paramètres ont ainsi été identifiés en 1994 par Engle *et al.* comme étant significatifs, et un algorithme a été créé permettant de calculer un indice. L'indice a ensuite été affiné en 1999 par Engle et Summers et compte quatre paramètres :

$$\begin{aligned} \text{Valeur de l'indice} = & (1,5710 \times \text{Proportion de diversité attendue}) \\ & + (-1,0335 \times \text{abondance moyenne des vers tubicoles}) \\ & + (-0,4470 \times \text{pourcentage de bivalves}) \\ & + (0,5023 \times \text{pourcentage d'amphipodes}) \end{aligned}$$

L'indice a été normalisé de manière à prendre des valeurs entre 0 et 10.

Par comparaison avec les états connus des stations étudiées, un classement des sites en fonction de l'indice a ensuite pu être réalisé (Tableau 5).

Tableau 5 : équivalences entre les valeurs de l'indice de condition benthique (BCI) et le niveau de pollution

<i>Valeur de l'indice</i>	<i>Etat écologique</i>
>5.0	Sites de référence, peu ou pas dégradés
Entre 3.0 et 5.0	Classification intermédiaire
≤3,0	Sites dégradés

En raison de la manière dont il a été construit, cet indice permet d'évaluer le degré de contamination du sédiment et les conditions d'oxygénation, tout en restant indépendant des caractéristiques sédimentaires et de la salinité. Il n'explique cependant pas les causes des perturbations.

L'intérêt de cet indice est qu'il est basé sur des analyses statistiques, et qu'il est donc objectif. Cependant, ces analyses doivent être réalisées pour chaque grand ensemble étudié et l'indice n'est donc pas applicable partout tel quel : les analyses statistiques pour déterminer les paramètres significatifs et les proportions de chacun doivent être de nouveau effectuées pour chaque nouvelle région étudiée.

4 - Benthic Index of Estuarine Condition (BIEC)

La difficulté pour créer un indice en milieu estuarien réside dans le fait qu'il doit être indépendant des variations environnementales concernant la salinité et la nature du sédiment (l'estuaire constituant un gradient continu entre eau douce / eau salée, et vase / sable). Un indice, basé, comme précédemment, sur la sélection des paramètres les plus discriminants par le biais d'analyses multivariées a été élaboré par Weisberg *et al.* en 1997. et affiné par Paul *et al.*, en 2001.

La mise en place d'un tel indice nécessite quatre étapes :

- Identifier une liste de métriques potentielles incluant des descripteurs de la structure et du fonctionnement des communautés benthiques. Les métriques ayant une forte corrélation avec des facteurs environnementaux (salinité, température) doivent être identifiées. Les valeurs biologiques sont ensuite normalisées avec ces facteurs ;
- Identifier deux sous ensemble de données, l'une correspondant à des sites de référence, et l'autre à des sites dégradés par des polluants toxiques et/ou par une hypoxie (en milieu estuarien, il convient également de prendre une sélection de sites répartis le long du gradient de salinité);
- Identifier la combinaison de métriques potentielles qui discriminent le plus les sites de référence et les sites dégradés par analyses multivariées ;
- Valider cette combinaison par des données provenant d'autres sites dont l'état est connu.

Les sites classés comme dégradés doivent remplir au moins une des conditions suivantes (Paul *et al.*, 2001) :

- Concernant la toxicité des sédiments, le taux de survie atteint moins de 80% pour différents contrôles
- Concernant la contamination des sédiments, la valeur d'au moins un polluant dépasse les valeurs des effets range median (ER-M) déterminés par Long *et al* (1995), ou plus de 10 polluants excèdent les valeurs de effets range-low (ER-L).
- La concentration de l'oxygène dissout au niveau du substrat est ≤ 2 mg/L.

Les sites classés comme référence doivent quant à eux remplir l'ensemble de conditions suivantes (Paul *et al.*, 2001) :

- aucun contaminant n'excède les valeurs d'ER-M, ou moins de trois contaminants excèdent les valeurs d'ER-L ;
- Les sédiments ne sont pas toxiques : les taux de survie de contrôles excèdent 80% ;
- L'oxygène dissout est ≥ 7 mg/L.

Ces sites sont ensuite divisés en deux catégories : l'une pour calibrer l'indice, et l'autre pour en vérifier la validité. Les groupes de sites permettant la calibration sont séparés en trois groupes de salinité différente (Weisberg *et al*, 1993, Paul *et al.*, 2001) :

- eaux douces/oligohalines (<5‰)
- mésohalines (5-18‰)
- polyhalines (> 18 ‰)

Le nombre de sites de référence et de sites dégradés devant être le même, la valeur de l'indice permettant la démarcation entre les deux états écologiques est de zéro. L'indice ne nécessite donc pas de normalisation et illustre des conditions de référence lorsqu'il est positif, des conditions dégradées lorsqu'il est nul ou négatif.

Dans le cas de la zone biogéographique de Virginie étudiée par Paul *et al.* (2001), l'indice discriminant le mieux les différents sites est donné par la formule suivante :

$$\text{Indice benthique} = 0,0489 \times \text{SNGD} - 0,00545 \times \text{SNTA} - 0,00826 \times \text{SA} - 2,20$$

Où :

SNGD = indice de diversité D de Gleason normalisé avec la salinité pour l'endofaune et la faune épigée :

$$\text{SNGD} = \frac{100 \times \text{GD}}{4,283 - 0,498 \times \text{SB} + 0,0542 \times \text{SB}^2 - 0,00103 \times \text{SB}^3}$$

GD = indice de diversité D de Gleason pour l'endofaune et la faune épigée

SB = salinité du fond

SNTA = abondance des tubicoles ajustée avec la salinité

$$\text{SNTA} = \text{TA} - 500 \times \exp(-15 \times \text{SB})$$

TA = abondance des tubicoles

L'indice prend en compte les abondances de Spionidés (spécifiques des sites dégradés à salinité normale) ainsi que l'abondance des vers tubicoles (spécifiques des eaux douces à oligohaline). Il met également en jeu un indice de diversité (D de Gleason) normalisé avec la salinité. Il peut donc être utilisé au travers d'une large gamme de salinités différentes sans que celles-ci influent sur la qualité de l'indice.

L'indice a été réévalué lorsque le nombre de réplicats diminue. Ainsi, pour un échantillonnage constitué d'un seul prélèvement la formule est la suivante :

$$\text{Indice benthique} = 0,0492 \times \text{SNGD} - 0,00445 \times \text{SNTA} - 0,00662 \times \text{SA} - 1,73$$

Cet indice, bien qu'il soit solide du fait de la manière dont il est élaboré, souffre des mêmes désavantages que l'indice de condition benthique (BCI) : il n'est pas applicable à grande échelle et nécessite d'être réévalué par le biais de nouvelles analyses multimétriques pour être étendu à toute nouvelle région.

5 - Ecofunctional Quality Index (EQI)

Développé en 2003 par Fano *et al.* en Italie, l'Indice de Qualité Ecofonctionnelle s'applique spécifiquement aux estuaires et lagunes, où sont réunies des conditions particulières. L'EQI repose sur le fait que ces écosystèmes sont généralement caractérisés par une forte production, qui est prise en compte dans les métriques d'évaluation. La production restant un paramètre difficile à mesurer car nécessitant des techniques chères et longues, elle peut être appréhendée indirectement et facilement à partir de l'évaluation de la biomasse de différents producteurs

primaires et secondaires présents sur le site. Ces producteurs primaires sont le phytoplancton, les macrophytes et macroalgues.

L'indice est basé sur la prise en compte de sept à huit attributs écologiques (en fonction de la présence ou de l'absence de macrophytes).

Les paramètres mesurés sont :

- l'abondance de la macrofaune ;
- le nombre de taxons ;
- la diversité taxonomique (indice de Shannon-Wiener) ;
- la diversité fonctionnelle (indice de Shannon-Wiener appliqué aux abondances des groupes fonctionnels principaux : brouteurs, suspensivores, dépositivores de surface et de sub-surface, prédateurs, etc...) ;
- la biomasse de la macrofaune ;
- la biomasse des macroalgues (lorsqu'elles sont présentes) ;
- la biomasse du phytoplancton.

Chacun des sept ou huit paramètres mesurés étant exprimé dans une unité différente, ils sont tous redimensionnés pour s'étendre entre 0 et 100.

Chaque paramètre, déterminé par une valeur moyenne sur sa propre échelle est ensuite combiné aux autres afin d'avoir une intégration de l'information sous la forme d'un indice. L'EQI peut donc atteindre un maximum de 700 ou 800. Plus la valeur est proche de 800, plus les conditions environnementales sont bonnes. Afin de comparer plusieurs sites, il est possible de modifier l'EQI en le divisant par le nombre de paramètres pris en compte pour son calcul. Ainsi, le nEQI prend des valeurs entre 0 et 100.

Cet indice, développé dans les écosystèmes lagunaires, prend ainsi en compte toutes leurs spécificités de ces milieux, qui sont difficilement évaluées par les autres indices. D'autres paramètres peuvent être ajoutés, comme des données chimiques, physiques ou biochimiques afin d'affiner la sensibilité de l'indice (Fano *et al.*, 2003 ; Viaroli *et al.*, 2004).

La mesure des biomasses est laissée au libre choix de l'utilisateur, car ce n'est pas la valeur absolue du paramètre qui permet le calcul, mais plutôt son ordre de grandeur (ex : biomasse phytoplanctonique peut être mesurée par la concentration en chl-a, le comptage des cellules, etc...). Cette liberté permet d'adapter cette technique à différentes régions sans nécessiter de protocole d'échantillonnage strict.

Enfin, selon ses auteurs, cet indice ne nécessite pas l'identification précise des espèces : seul leur nombre compte. Il est toutefois nécessaire d'effectuer un tri minutieux afin d'éviter le classement en une seule espèce d'individus d'espèces distinctes se différenciant sur des critères discrets.

Cette méthode ne peut cependant être utilisée que pour faire des comparaisons : aucune valeur seuil n'a été définie par Fano *et al.* (2003) pour déterminer l'état écologique du site. De plus, la technique de validation utilisée par ces auteurs reste peu fiable, ayant été réalisée à partir de

sites classés à priori, en fonction d'études environnementales diverses, d'opinions d'experts locaux ou du jugement personnel des auteurs.

Enfin, les auteurs suggèrent le rattachement des espèces à leur groupe fonctionnel en appliquant le même régime alimentaire aux espèces appartenant un même groupe taxonomique (par exemple amphipodes, polychètes...). Ce type d'extension d'un mode d'alimentation à toute une famille a été largement critiqué par divers auteurs.

Au final, cet indice nécessite encore beaucoup d'évaluations, les auteurs recommandant eux-mêmes de l'utiliser avec précaution.

6 - Benthic Index of biotic integrity (B-IBI)

Elaboré par Weisberg et Ranasinghe en 1997, l'Indice Benthique d'Intégrité Biotique (B-IBI) est dérivé d'une méthode utilisée en eau douce : l'IBI. Il est basé sur le paradigme de Pearson et Rosenberg (1978) concernant les assemblages benthiques (Chapitre A, section 1.6), stipulant que le passage d'un milieu dégradé vers un milieu sain se traduit au niveau des peuplements par :

- Une augmentation de l'abondance des organismes ;
- Une augmentation de la diversité spécifique ;
- Un remplacement des espèces tolérantes par des espèces sensibles.

Les auteurs (Weisberg *et al*, 1997) ont ajouté deux propriétés supplémentaires à ce modèle :

- L'abondance et la diversité des espèces dans le sédiment profond sont plus élevées en milieu sain ;
- La distribution des différents groupes trophiques est plus diversifiée en milieu sain ;

L'indice va donc prendre une valeur intégrant l'ensemble des valeurs de différents paramètres clefs décrivant la condition des peuplements benthiques. Plusieurs étapes sont nécessaires à sa calibration :

- Les habitats différents sont discriminés par analyse multivariée afin de s'affranchir de l'influence des variations naturelles. Ainsi, en 1997, dans la Baie de Chesapeake, Weisberg *et al.*, ont identifiés sept habitats différents en fonction de la salinité et du substrat (cf Tableau 8), tandis que Van Dolah, en 1999 en identifiait quatre en Caroline, séparant d'une part les habitats peu salés des habitats de diverses latitudes (nord, centre et sud)..
- Les sites de références pour chaque habitat sont ensuite sélectionnés comme étant ceux où les conditions suivantes sont réunies (Llanso *et al*, 2002) :
 - aucun contaminant n'excède les concentrations ER-M de Long *et al.* (1995) ;

- moins de deux contaminants excèdent leurs concentrations ER-L ;
- les sédiments se révèlent non toxiques pour les bio-essais ;
- l'oxygène dissout toujours élevé (< 3 ppm).

Les sites dégradés sont ceux ne remplissant pas les conditions précédentes, et notamment ceux pour lesquels :

- un des contaminants excède la concentration ER-M ;
- la toxicité du sédiment est révélée par un des tests de toxicité ;
- le taux d'oxygène dissout est faible (<2 ppm).

Les sites ne pouvant répondre à ces conditions sont classés comme intermédiaires et ne sont pas utilisés pour la calibration de l'indice.

Ces conditions sont choisies de manière arbitraire en fonction des objectifs d'évaluation choisis, et peuvent être adaptés selon les sites.

- Les attributs de l'index sont ensuite sélectionnés en comparant plusieurs métriques candidates mesurant la condition du benthos au travers de la sélection de sites de référence et de sites dégradés réalisée précédemment.

Cinq types de métriques sont testés :

- la diversité des espèces (indice de Shannon-Wiener, richesse spécifique, dominance) ;
- la productivité (abondance, biomasse) ;
- la composition spécifique (% d'abondance ou de biomasse de taxons sensibles ou indicateurs de pollution)
- la composition trophique (% d'abondance des carnivores, omnivores, dépositives, suspensives...)
- la distribution des espèces sous l'interface eau-sédiment (% de taxon en fonction de la profondeur)

Cette procédure est réalisée de manière indépendante pour chacun des habitats. Les critères permettant de bien classer au moins 50% des stations sont gardés (Llanso *et al.*, 2002).

- Des valeurs seuils sont établies pour chaque métrique sélectionnée, permettant la différenciation entre les niveaux extrêmes de perturbation des sites choisis. La détermination des seuils a été réalisée de différentes manières selon les auteurs (Weisberg *et al.* (1997), Van Dolah *et al.* (1999), Llanso *et al.* (2002)) (Tableau 6). Puis chaque métrique est ensuite caractérisée par un chiffre, selon que sa valeur sur le site étudié dévie insensiblement (5), légèrement (3) ou totalement (1) de la valeur trouvée dans les sites de référence.

Tableau 6 : valeurs attribuées aux différents types d'attributs pour le calcul du B-IBI (d'après Llanso *et al.*, 2002)

<i>Valeur mesurée</i>	<i>Valeur attribuée</i>
<i>Attributs dont les valeurs sont régulièrement réparties :</i>	
< au 5° percentile	5
entre le 5° percentile et la médiane	3
au-delà de la médiane	1
<i>Attributs caractéristiques des habitats dégradés, dont les valeurs sont limitées dans les sites de référence</i>	
<i>(ex : biomasse d'espèces indicatrices de pollution)</i>	
< à la médiane	5
entre la médiane et le 95° percentile	3
au-delà du 95° percentile	1
<i>Attributs présentant une répartition bimodale, où les valeurs significatives d'une bonne qualité sont intermédiaires :</i>	
entre le 25° et le 75° percentile	5
entre le 5° percentile et le 25° percentile, ou entre le 75° et le 95° percentile	3
< 5° percentile ou > 95° percentile	1

Lorsque des seuils pour toutes les métriques ont été déterminés, les valeurs de ces dernières sont combinées en un indice, correspondant à leur moyenne. Les assemblages dont la moyenne est inférieure à 3 sont considérés comme perturbés. Les limites de confiance du B-IBI permet de distinguer, entre les catégories dégradées et non dégradées, des conditions de qualité intermédiaires (Tableau 7).

Tableau 7 : Classes de B-IBI utilisées pour l'évaluation de la dégradation des communautés benthiques à Chesapeake Bay (d'après Weisberg et Ranasinghe, 1997).

<i>Habitat</i>	<i>Catégorie</i>		
	<i>Dégradée</i>	<i>Non-dégradée</i>	<i>Intermédiaire/ Indéterminée</i>
Tidal Freshwater	≤2.5	≥3.5	2.6-3.4
Oligohaline	≤2.5	≥3.7	2.6-3.6
Low Mesohaline	≤3.0	≥3.4	3.1-3.3
High Mesohaline sand	≤2.7	≥3.0	2.8-2.9
High Mesohaline mud	≤2.2	≥2.5	2.3-2.4
Polyhaline sand	≤1.8	≥3.7	1.9-3.6
Polyhaline mud	≤2.3	≥3.0	2.4-2.9

Dix sept attributs ont ainsi été testés par Weisberg *et al.* (1997), 40 par Van Dolah *et al.* (1999), vingt-trois par Llanso *et al.* (2002). Parmi les dix sept métriques testées par Weisberg *et al.* (1997), quinze montraient des différences significatives entre les sites référence et les sites dégradés et 4 se sont révélées significativement différentes dans plusieurs habitats : la diversité des espèces, leur abondance, la biomasse et le pourcentage d'abondance de taxon indicateurs de pollutions (Tableau 8).

Alden *et al.*, (2002) ont testé les seuils choisis par Weisberg *et al.* (1997) (Tableau 8) afin d'évaluer leur validité : chaque seuil de paramètre a été modifié et testé de manière itérative. Il est apparu que la plupart des seuils choisis étaient satisfaisant, à l'exception des habitats de faible salinité.

De plus, le pouvoir discriminant de chaque métrique a été testé statistiquement, permettant d'identifier les métriques « clefs », qui permettent la meilleure discrimination des sites de références et des sites dégradés. Les deux métriques identifiées comme étant les plus discriminantes sont celles basées sur l'abondance des taxons indicateurs de pollution et les taxons sensibles, ainsi que la diversité, mesurée par l'indice de Shannon Wiener.

Les analyses statistiques ont également montré que le pouvoir discriminant global de l'indice semble augmenter avec la salinité. De plus, aucune métrique à elle seule ne peut refléter aussi bien la distinction entre sites dégradés et sites de référence que l'indice qui les combine entre elles.

Appliqué avec succès dans les estuaires de la région médio-Atlantique, dans le SE des Etats-Unis (Weisberg *et al.*, 1997), à Chesapeake Bay (Llanso *et al.*, 2003) et en Caroline (Van Dolah *et al.*, 1999) le B-IBI nécessite cependant que les paramètres discriminants soient de nouveau sélectionnés et leur valeurs seuils recalculés pour tout nouvel écosystème.

La généralisation de l'indice à des régions très vastes, comme la Province de Caroline, (Van Dolah *et al.*, 1999) ou les estuaires médio-Atlantiques des Etats-Unis (Llanso *et al.*, 2002) a montré un taux de classification correcte moins élevé que dans des zones plus localisées.

Le B-IBI reste toutefois un indice stable et robuste, recommandé dans le cadre de plusieurs programmes américains, comme le MAIA (Mid Atlantique Integrated Assessment Program, Llanso *et al.*, 2002) ou le projet EMAP (Environmental Monitoring Assessment Program (Van Dolah *et al.*, 1999)).

Tableau 8 : Attributs sélectionnés pour différents habitats et valeurs seuils correspondantes (d'après Weisberg *et al.*, 1997)

	Scoring Criteria		
	5	3	1
Tidal Freshwater			
Shannon-Weiner	≥1.8	1.0-1.8	<1.0
Abundance (# m ⁻²)	≥1,000-4,000	500-1,000 or ≥4,000-10,000	<500 or ≥10,000
Biomass (g m ⁻²)	≥0.5-3	0.25-0.5 or ≥3-50	<0.25 or ≥50
Abundance of pollution-indicative taxa (%)	≤25	25-75	>75
Oligohaline			
Shannon-Weiner	≥2.5	1.9-2.5	<1.9
Abundance (# m ⁻²)	≥1,500-3,000	500-1,500 or ≥3,000-8,000	<500 or ≥8,000
Biomass (g m ⁻²)	≥3-25	0.5-3 or ≥25-60	<0.5 or ≥60
Abundance of pollution-indicative taxa (%)	≤25	25-75	>75
Abundance of pollution-sensitive taxa (%)	≥40	10-40	<10
Low Mesohaline			
Shannon-Weiner	≥2.5	1.7-2.5	<1.7
Abundance (# m ⁻²)	≥1,500-2,500	500-1,500 or ≥2,500-6,000	<500 or ≥6,000
Biomass (g m ⁻²)	≥ 5-10	1-5 or ≥10-30	<1 or ≥30
Abundance of pollution-indicative taxa (%)	≤10	10-20	>20
Biomass of pollution-sensitive taxa (%)	≥80	40-80	<40
Biomass >5 cm below sediment-water interface (%)	≥80	10-80	<10
High Mesohaline sand			
Shannon-Weiner	≥3.2	2.5-3.2	<2.5
Abundance (# m ⁻²)	≥1,500-3,000	1,000-1,500 or ≥3,000-5,000	<1,000 or ≥5,000
Biomass (g m ⁻²)	≥3-15	1-3 or ≥15-50	<1 or ≥50
Abundance of pollution-indicative taxa (%)	≤10	10-25	>25
Abundance of pollution-sensitive taxa (%)	≥40	10-40	<10
Abundance of carnivores and omnivores (%)	≥35	20-35	<20
High Mesohaline mud			
Shannon-Weiner	≥3.0	2.0-3.0	<2.0
Abundance (# m ⁻²)	≥1,500-2,500	1,000-1,500 or ≥2,500-5,000	<1,000 or ≥5,000
Biomass	≥2-10	0.5-2 or ≥10-50	<1,000 or ≥5,000
Biomass of pollution-indicative taxa (%)	≤5	5-30	>30
Biomass of pollution-sensitive taxa (%)	≥60	30-60	<30
Abundance of carnivores and omnivores (%)	≤25	10-25	<10
Biomass >5 cm below sediment-water interface (%)	≥60	10-60	<10
Polyhaline sand			
Shannon-Weiner	≥3-5	2.7-3.5	<2.7
Abundance (# m ⁻²)	≥3,000-5,000	1,500-3,000 or ≥5,000-8,000	<1,500 or ≥8,000
Biomass (g m ⁻²)	≥5-20	1-5 or ≥20-50	<1 or ≥50
Biomass of pollution-indicative taxa (%)	≤5	5-15	>15
Abundance of pollution-sensitive taxa (%)	≥50	25-50	<25
Abundance of deep-deposit feeders (%)	≥25	10-25	<10
Polyhaline mud			
Shannon-Weiner	≥3.3	2.4-3.3	<2.4
Abundance (# m ⁻²)	≥1,500-3,000	1,000-1,500 or ≥3,000-8,000	<1,000 or ≥8,000
Biomass (g m ⁻²)	≥3-10	0.5-3 or ≥10-30	<0.5 or ≥30
Biomass of pollution-indicative taxa (%)	≤5	5-20	>20
Biomass of pollution-sensitive taxa (%)	≥60	30-60	<30
Abundance of carnivores and omnivores (%)	≥40	25-40	<25
Taxa >5 cm below sediment-water interface (%)	≥40	10-40	<10

Cette méthode présente toutefois quelques inconvénients. Le premier concerne le fait que le nombre de métriques sélectionnées selon leur capacité à discriminer les sites références et les sites dégradés est différent pour chacun des habitats. Ainsi, en milieu de salinité faible, le nombre de métriques est généralement plus réduit (4 contre 7 en milieu salé pour Weisberg *et al.*, 1997, Tableau 8). Cette différence peut être expliquée par le fait que les peuplements y sont différents et réagissent différemment aux taux de pollution. Ceci pose cependant la question de savoir s'il est possible de développer un indice qui soit applicable à tous les niveaux d'un estuaire.

Des études approfondies pour tester statistiquement l'indice ont été réalisées par Alden *et al.* en 2002. Les résultats ont montré une certaine influence de la salinité, mais également de la profondeur. Toutefois, le calcul de l'indice sans prendre en compte l'un et/ou l'autre de ces paramètres n'a pas engendré une perte importante de signification de l'indice. Le B-IBI nécessite cependant certaines précautions lorsqu'il est utilisé dans des eaux oligohalines.

Il apparaît également que l'indice est plus sensible à l'hypoxie, plutôt qu'à la contamination par des polluants ou à l'enrichissement en carbone organique (Weisberg *et al.*, 1997). Or l'hypoxie peut être liée à des variations saisonnières, indépendamment du niveau de pollution.

Un autre problème concerne les difficultés de la classification des taxons dans les différentes catégories trophiques et de sensibilité à la pollution, faisant souvent appel à une part importante de subjectivité.

D - Méthodes fonctionnelles

De nombreux indices sont basés sur la succession, la présence ou l'absence d'espèces indicatrices, notamment dans les eaux douces (ex : IBGN). En milieu marin, l'Indice Annélidien de Pollution (section 1.1) utilise cette technique. Toutefois, la présence de ces espèces, souvent ubiquistes, ne suffit pas toujours à caractériser l'état du milieu. En effet, si certaines sont fréquemment retrouvées dans les milieux fortement perturbés, elles peuvent également être présentes dans des milieux sains, dans certaines conditions environnementales. De plus, la présence d'espèces indicatrices ne permet pas d'avoir une indication de l'évolution du benthos. Elle ne donne qu'une information sur l'état du système au moment de l'échantillonnage.

Selon Pearson et Rosenberg (1978), l'étude d'un milieu ne doit donc pas se concentrer seulement sur l'absence ou la présence de quelques espèces clefs, mais doit prendre en compte l'ensemble des espèces présentes au sein de la communauté. L'utilisation de groupes d'espèces indicatrices plutôt que d'espèces isolées est donc préférable et constitue la base des indices décrits dans cette partie.

De nombreuses études visant à définir des communautés caractéristiques le long de gradients de pollution ont donc été mises en œuvre et ont montré l'importance de l'influence des facteurs environnementaux sur la composition des communautés, indépendamment du degré de pollution (salinité, température, oxygénation, type de sédiment, etc...) (Bagge, 1969, Pearson et Rosenberg, 1978). Toutefois, des études dans différentes stations dans le monde entier ont montré un modèle constant de répartition des différentes communautés le long d'un gradient de pollution. Ainsi, la zone où la pollution est la plus forte est généralement azoïque. Puis, des peuplements dominés par des espèces ubiquistes, tolérantes à la pollution font leur apparition. D'autres espèces, moins tolérantes apparaissent ensuite. Progressivement, des espèces normales se mêlent aux premières, dans une zone dite « sub-normale », puis les communautés normales sont rétablies. Ces successions varient considérablement en fonction des substrats et conditions écologiques du milieu. Elles sont progressives et continues et ne montrent pas de palier brusque permettant d'identifier des niveaux de pollution.

Ces variations se traduisent par des modifications en terme d'abondance, de biomasse et de diversité spécifique au sein des peuplements comme l'illustre le modèle SAB de Pearson et Rosenberg (1978) (Chapitre A paragraphe 1.6), mais également en terme de composition spécifique, différents types d'espèces se succédant selon leur mode de vie. La succession des espèces peut ainsi être appréhendée en fonction de leur plus ou moins grande sensibilité à la pollution et de leurs adaptations. Le type morphologique des espèces végétales, caractéristique de leur résistance au stress a ainsi été utilisé pour créer l'Indice d'Evaluation Ecologique (IEE).

Plusieurs groupes, dits « écologiques » ont également été identifiés (Hily, 1984), regroupant des espèces ayant les mêmes tolérances. Ces groupes écologiques ont été largement utilisés et constituent la base de plusieurs indices plus ou moins similaires, comme l'indice biotique (IB), l'indice d'évaluation de l'endofaune côtière (I2EC), le coefficient benthique (AMBI) et le Bentix (section 2). La succession des espèces peut également être étudiée au travers de l'organisation du peuplement et des relations trophiques. L'Infauna Trophic Index (ITI) s'intéresse ainsi à ces modifications.

Tous ces indices reposent donc sur des connaissances approfondies de l'écologie des espèces. Même si leur application a été largement testée et validée, ces indices font toujours l'objet de critiques du fait de leur subjectivité.

1 - Indices basés sur des espèces indicatrices

Certains indices sont basés sur la présence de certaines familles ou certains groupes d'espèces se répartissant de manière spécifique en fonction de leur sensibilité ou de leur tolérance à la pollution.

1.1 Indice Annélien de Pollution (Annelid Index of Pollution)

Développé par Bellan en 1980 en Méditerranée pour des substrats durs, l'indice Annélien de Pollution est basé sur le rapport de la somme des dominances « d'espèces sentinelles de pollution » (*Platynereis dumerili*, *Theostoma oerstedii*, *Cirratulus cirratus...*) sur celles « d'espèces sentinelles de pureté de l'eau » (*Syllis sp.*, *Amphiglena mediterranea...*).

$$IAP = \frac{\sum_{j=1}^n D_{aj}}{\sum_{j=1}^n D_{bj}}$$

où :

D_{aj} : dominance de l'espèce a, « sentinelle de pollution » dans l'échantillon j

D_{bj} : dominance de l'espèce b, « sentinelle de pureté » dans l'échantillon j

Dans les zones polluées, la valeur du rapport est supérieure à 1 et augmente proportionnellement au niveau de pollution détecté.

Dans son étude de 1980, Bellan a identifié quinze espèces sentinelles. Cependant, l'application à d'autres régions nécessite l'établissement de listes précises de ces espèces sentinelles. Le classement entre les deux catégories indicatrices de pollution et indicatrices de qualité présente l'inconvénient d'être relativement subjective. De plus, certaines espèces sont indicatrices de conditions extrêmes (pollution maximale, ou au contraire, très bonne qualité), mais leur contribution dans le calcul de l'indice les place au même niveau que les autres espèces sentinelles. Les deux indices suivants tentent de s'affranchir de cette difficulté en identifiant les espèces indicatrices grâce à des études statistiques, et en attribuant une valeur spécifique à la sensibilité de ces espèces.

1.2 L'Indicator Species Index (ISI) et le Benthic Quality Index (BQI)

L'Indice de Qualité Benthique (BQI) est basé sur l'Indicator Species Index (ISI) développé par Rygg en 2002 dans les eaux norvégiennes.

Rygg utilise la méthode de raréfaction de Hurlbert (cf. Partie A section 1.2.2) afin d'identifier les espèces sensibles ou tolérantes. Sa démarche est basée sur l'idée que les espèces sensibles sont plus souvent présentes dans les échantillons ayant une forte diversité (et donc un ES fort), alors que les espèces tolérantes seront prépondérantes dans les échantillons ayant une faible diversité (un ES faible). Rygg a donc calculé l'ES100 de 1080 stations et sélectionné la moyenne des cinq plus faibles valeurs d'ES (ES100min₅) pour chaque espèce afin d'obtenir leur valeur de sensibilité. La moyenne des ES100min₅ de toutes les espèces d'une station fournit ainsi la valeur de l'indice ISI.

Le principal problème posé par cette méthode est que seule l'information de cinq échantillons est utilisée, et ne peut rendre compte du poids des espèces tolérantes, présentes dans de nombreux échantillons, face à des espèces sensibles, présentes dans un petit nombre de prélèvements seulement.

Cette approche a été reprise en 2004 par Rosenberg *et al.* afin d'établir le BQI dans les eaux suédoises. La technique de Hurlbert a été utilisée pour classer les espèces benthiques en plusieurs catégories selon le degré de sensibilité à la perturbation, à l'image de la démarche utilisée par Rygg.

L'ES50 est préféré à l'ES100 pour pouvoir prendre en compte les échantillons dont les abondances sont comprises entre 50 et 100 (comme c'est souvent le cas dans les sites perturbés). Les échantillons présentant moins de cinquante individus sont en revanche écartés. Afin d'exclure les espèces n'apparaissant que sporadiquement dans les échantillons, seules sont conservées celles enregistrées dans $\geq 20\%$ des échantillons. Cette précaution permet d'éviter de donner trop de poids aux espèces rares ou aux erreurs d'identification.

La formule utilisée par Rosenberg *et al.*, 2004 est la suivante, (présente dans le logiciel PRIMER) :

$$ES50 = \sum_{i=1}^s \frac{(N - N_i)!(N - 50)!}{(N - N_i - 50)!N!}$$

Où :

N = nombre total d'individus dans l'échantillon

N_i = nombre de la $i^{\text{ème}}$ espèce

La valeur de tolérance d'une espèce est donnée à partir de la répartition de l'espèce selon l'ES50. La valeur de l'ES50 correspondant à 5% de la répartition de cette espèce constitue la valeur de tolérance notée ES50_{0,05}. Cette valeur permet ainsi de garder l'information d'un nombre significatif et représentatif d'échantillons.

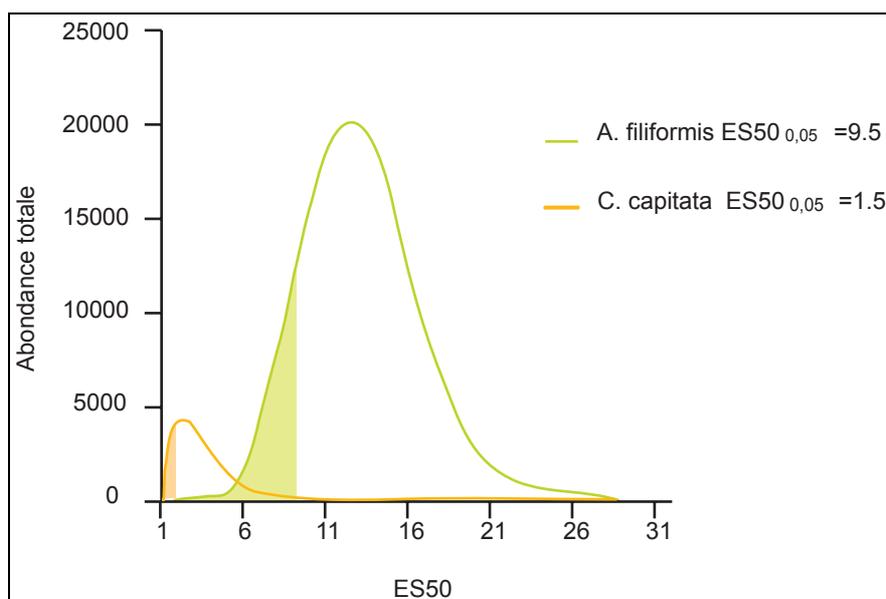


Figure 16 : Détermination de la tolérance de deux espèces à partir de leur ES50 (d'après Rosenberg *et al.*, 2004)

L'espèce *Capitella capitata* est opportuniste et de l'espèce *Amphiura filiformis* est sensible. Les aires colorées indiquent la distribution des 5% d'abondance en relation avec les valeurs d'ES50 les plus basses ($ES50_{0,05}$) : pour *C. capitata* : 1,5 et pour *A. filiformis* : 9,5.

Les valeurs d' $ES50_{0,05}$ ont été calculées pour 308 espèces et sont mis à disposition sur le site Marine Monitoring AB (<http://www.marine-monitoring.se>). Ces valeurs s'échelonnent entre 1,5 et 16,0.

Selon la profondeur, le BQI peut prendre des valeurs différentes. Rosenberg *et al* (2004) ont ainsi étudié 1114 échantillons couvrant un gradient le long des côtes suédoises, en séparant les sites ayant une profondeur supérieure à 20 m des stations ayant une profondeur inférieure, en raison des modifications que peuvent engendrer les variations de l'halocline sur la composition des peuplements benthiques.

La valeur du degré de sensibilité est ensuite couplée avec les données d'abondance et le nombre d'espèces pour donner un nouvel indice : le BQI (Benthic Quality Index), permettant l'évaluation environnementale. L'indice de qualité benthique est déterminé par la formule suivante :

$$BQI = \left(\sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{totA} \times ES50_{0,05i} \right) \right) \times \log_{10}(S + 1)$$

Où :

$ES50_{0,05i}$ = valeur de tolérance de l'espèce i ;

A_i = moyenne de l'abondance de l'espèce i

$totA$ = total des abondances

S = nombre d'espèces

En faisant le lien avec l'EcoQ de la Directive Cadre Eau, des valeurs seuils entre les cinq états écologiques peuvent être déterminées (Tableau 9). Rosenberg *et al.* (2004) proposent de diviser simplement l'intervalle séparant les valeurs maximales (correspondant à un milieu sain) et minimales du BQI en cinq classes, en fonction de la profondeur.

Tableau 9 : Equivalences entre les valeurs du BQI et les différents états écologiques définis par la Directive Cadre Eau (d'après Rosenberg *et al.*, 2004)

	<i>Etat Ecologique</i>	<i>BQI</i>		<i>Classification de la pollution</i>
		<i>> 20 m</i>	<i>≤ 20 m</i>	
	Mauvais	< 4.0	< 4.0	Azoïque
	Médiocre	4.0 ≤ BQI < 8.0	4.0 ≤ BQI < 8.0	Gravement pollué
	Moyen	8.0 ≤ BQI < 12.0	8.0 ≤ BQI < 12.0	Modérément pollué
	Bon	12.0 ≤ BQI < 16.0	12.0 ≤ BQI < 16.0	Légèrement pollué, état transitoire
	Très bon	≥ 16.0	≥ 16.0	Normal

Le pouvoir discriminant de l'indice a été testé avec succès par comparaison avec les résultats d'analyses statistiques (MDS).

Ainsi, contrairement aux autres indices, la tolérance et la sensibilité des espèces est définie de manière totalement objective, et non par le biais de la littérature ou de l'expérience personnelle de ses auteurs. Cette méthode totalement objective peut donc être appliquée à d'autres régions.

Nécessitant une reconnaissance précise des espèces, le BQI est cependant sensible aux erreurs d'identification liées aux taxonomistes, à la précision des clefs (variant selon les zones géographiques et les groupes taxonomiques), à la possibilité de reconnaître les espèces des juvéniles.

Les indices suivants exploitent également la présence d'espèces plus ou moins sensibles à la pollution, mais les tolérances sont appréhendées différemment, à partir de groupes écologiques.

2 - Indices basés sur des groupes écologiques

2.1 Indice Biotique

L'indice biotique constitue une approche de la structure des peuplements benthiques en fonction du niveau de perturbation largement reprise par d'autres indices. Il repose sur l'utilisation de cinq groupes écologiques de polluosensibilités différentes (Tableau 10), identifiés par Hily (1984).

Tableau 10 : Groupes écologiques de polluosensibilités différentes (d'après Hily, 1984)

Groupe	Type d'espèces	Caractéristiques	Groupes trophiques
I	sensibles à une hypertrophisation	- largement dominantes en conditions normales - disparaissent les premières lors de l'enrichissement du milieu. - dernières à se réinstaller	- suspensivores, carnivores sélectifs, quelques dépositives tubicoles de subsurface
II	Indifférentes à une hypertrophisation	- espèces peu influencées par une augmentation de la quantité de MO	- carnivores et nécrophages peu sélectifs
III	Tolérantes à une hypertrophisation	- naturellement présentes dans les vases, mais, leur prolifération étant stimulée par l'enrichissement du milieu, elles sont le signe d'un déséquilibre du système	- dépositives tubicoles de surface profitant du film superficiel de chargé de MO
IV	Opportunistes de second ordre	- cycle de vie court (souvent <1 an) proliférant dans les sédiments réduits	- dépositives de subsurface
V	Opportunistes de premier ordre	- prolifèrent dans les sédiments réduits sur l'ensemble de leur épaisseur jusqu'à la surface	- dépositives

Ces cinq groupes sont fortement liés au modèle SAB de Pearson et Rosenberg : les groupes III et V correspondent ainsi au stade de biostimulation et au pic des opportunistes. L'évolution du régime alimentaire au sein de ces groupes est également mise en évidence, caractéristique faisant l'objet d'un autre type d'indice (Infauna trophic Index, page 75).

Selon le gradient de pollution, les cinq groupes écologiques vont se succéder selon quatre grandes étapes, entre lesquelles s'intercalent des phases de transition. Chaque étape va représenter un niveau de l'Indice Biotique IB (Figure 17):

- IB = 0 : Le groupe I domine. Les espèces sensibles qui le composent, essentiellement suspensivores, dépositives de surface et carnivores sont les premières à disparaître ;
- IB = 2 : Les espèces du groupe III, essentiellement dépositives, deviennent dominantes. Les premiers détritivores apparaissent. Ces espèces tolérantes s'installant au détriment des espèces sensibles traduisent la première étape d'un déséquilibre ;
- IB = 4 : Les opportunistes de second ordre, dépositives de subsurface, s'installent et témoignent du début de la pollution.
- IB = 6 : Les opportunistes de premier ordre, caractérisées par une très forte densité et un faible nombre d'espèces, envahissent les sédiments réduits et reflètent une étape de pollution maximale avant disparition totale des invertébrés, lors de l'étape 7.

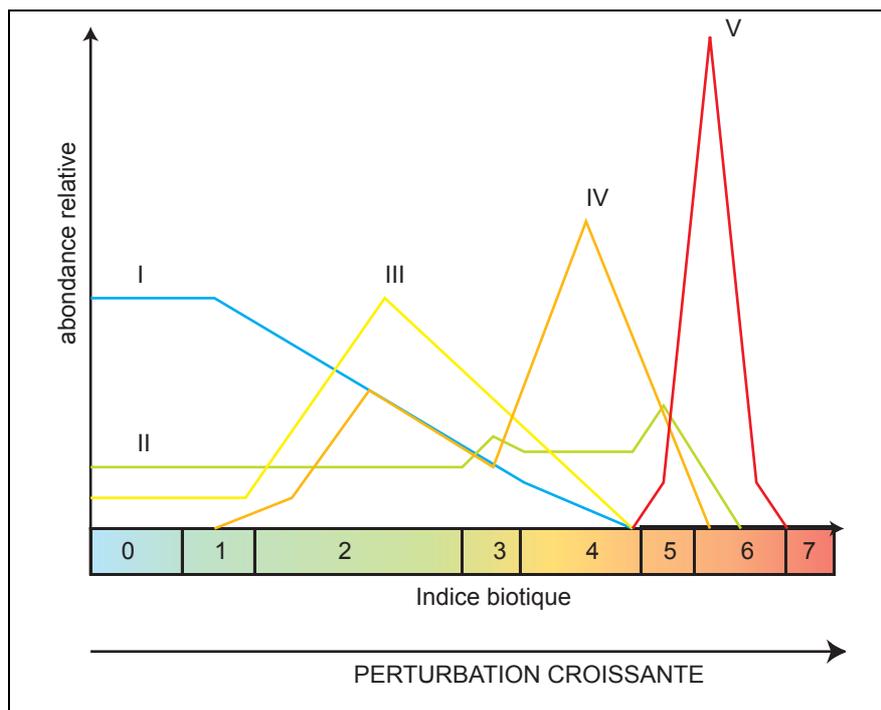


Figure 17 : Modèle des Indices Biotiques (groupes écologiques notés en chiffres romains) (d'après Glémarec et Hily, 1981)

Borja *et al.* (2000) soulignent la simplicité et la pertinence du BI, celui-ci pouvant être étendu à l'ensemble des côtes Européennes du fait notamment de la présence d'espèces communes tout le long de ces côtes (les espèces des groupes IV et V sont relativement cosmopolites). Une liste permettant le classement des espèces au sein des cinq groupes écologiques est cependant nécessaire pour chaque région où l'indice doit être appliqué.

Le BI ne peut cependant pas faire l'objet d'études statistiques du fait de son caractère discret. Borja *et al.* (2000) en ont toutefois évalué la validité en comparant la valeur prise par le BI le long d'un gradient de pollution, avec le pourcentage d'échantillons dont les concentrations en polluants étaient supérieures à leurs limites ER-L. Ce travail a montré une augmentation progressive de ce pourcentage avec la valeur de BI, confirmant sa validité pour illustrer l'augmentation de la perturbation.

Il est toutefois reproché à cet indice (et ceux qui en sont dérivés) de nécessiter de lourds travaux de terrain et de laboratoire (Blandin, 1988), demandant un investissement en temps et en argent relativement conséquent (Olsgard *et al.*, 1997). Il reste cependant possible de ne pas pousser la détermination jusqu'au niveau spécifique, notamment pour les gradients forts ou les fortes contaminations où l'identification jusqu'au niveau de la famille peut s'avérer suffisante (Sommerfield et Clarke, 1995). Pour des contaminations plus faibles et pour identifier les premiers signes d'une pollution, la détermination jusqu'à l'espèce reste toutefois nécessaire (Glémarec, 2003).

La méthode permettant l'attribution de la valeur de l'indice à un site laisse malgré tout une large place à la subjectivité. Les indices suivants proposent diverses méthodes pour s'affranchir de cet inconvénient.

2.2 Indice d'évaluation de l'endofaune côtière (I2EC)

La subjectivité de l'attribution des IB a été améliorée par l'I2EC, qui précise des valeurs seuil en fonction des proportions des différents groupes (Tableau 11).

Tableau 11 : Valeurs seuils des différents groupes pour l'attribution de l'I2EC (d'après Grall et Glémarec, 2003)

<i>Groupes écologiques</i>	<i>I2EC</i>			
	<i>0</i>	<i>2</i>	<i>4</i>	<i>6</i>
I	> 40	20-40	<20	-
III	20-40	>40	20-40	<20
IV	<20	<20	>40	20-40
V	-	-	+	>40
Etat de santé du milieu	Normal	Enrichi	Dégradé	Fortement dégradé

- : absence

+ : présence non quantifiée mais faible.

Le groupe II, composé d'espèces indifférentes est ignoré, car il caractérise plutôt les situations écotonales des indices 3 et 5.

Afin de limiter la part de subjectivité, l'indice est attribué par le biais d'une clef (Grall et Glémarec, 2003). La première étape consiste à comparer les richesses spécifiques et abondances des sites étudiés avec celles d'un état de référence pour l'habitat considéré (Tableau 12).

Tableau 12 : Estimation de la richesse spécifique et de l'abondance d'états de référence de différents habitats (d'après Grall et Glémarec, 2003)

<i>Habitat</i>	<i>Abondance</i> <i>(individus : m²)</i>	<i>Richesse spécifique</i> <i>(nombre d'espèces)</i>
Vasières côtières et milieux portuaires	> 1000	30
Sables fins et moyens côtiers	500	30
(en cas d'instabilité)	(<500)	(15)
Sables grossiers et graviers côtiers	1000	30
Sables intertidaux	500-1000	10-15
Estuaires (milieux très complexes)	variable	variable

La comparaison des valeurs de l'abondance et de la richesse par rapport à l'état de référence va constituer le paramètre d'entrée pour la clef :

<p>• Les paramètres d'abondance et de richesse spécifique sont normaux (état de référence), un groupe est dominant (>40%)</p>	
• Groupe I dominant, et $I > III > II$	I2EC = 0
• Groupe III dominant, $III > I$ et II ou $IV < 20\%$	I2EC = 2
• Groupe IV dominant, $IV > III$ et II ou $V < 20\%$	I2EC = 4
• Groupe V dominant, $V > IV$ et III, I ou $II < 20\%$	I2EC = 6
• Groupe II dominant => écotones	
- Groupe I bien présent	I2EC = 3
- Groupe I peu représenté, apparition des groupes IV ou V	I2EC = 5
<p>• Les paramètres d'abondance et de richesse spécifique sont normaux, mais deux groupes sont équivalents avec des pourcentages pas significativement différents, compris entre 20 et 40%</p>	
• $I = III$, groupes IV et $II < 20\%$	I2EC = 0-2
• $I = IV$, groupes III, II ou $V < 20\%$	I2EC = 0-4
• I2EC=2-4 possible en estuaire du fait de l'absence d'espèces sensibles dans ce milieu	
<p>• Les paramètres d'abondance et de richesse spécifique sont anormalement faibles par rapport à l'état de référence (I2EC = 0) => écotones</p>	
• $I > II$ ou III , groupes IV et V absents, richesse spécifique peu modifiée	I2EC = 1
• Groupes III ou I dominants, groupe IV présent ou parfois, dominance d'une seule espèce du groupe II (ex : <i>Nephtys hombergii</i>)	I2EC = 3
• IV ou $V > III$ ou II , groupe I presque toujours disparu ou parfois, dominance d'une seule espèce du groupe II (ex : <i>Nephtys hombergii</i>)	I2EC = 5
• Groupe IV présent (<20%), dominance du groupe V (60 à 80%)	I2EC = 6-7
Abondance de 100 à 1000 individus / m ²	
Richesse entre 5 et 10 espèces	
• Groupe V pratiquement seul présent	I2EC = 7
Abondance <100 individus / m ²	
Richesse de 2 à 3 espèces	
• Fonds dont toute vie macrofaunique a disparu	I2EC = 7

L'indice est noté 3' ou 5' lorsque des espèces saumâtres sont dominantes.

L'élargissement géographique de l'utilisation de cette méthode nécessite tout comme le BI :

- la détermination de l'appartenance des espèces aux différents groupes écologiques ;
- la détermination des valeurs des paramètres A et S pour les différentes zones de référence.

L'I2EC semble être un bon outil pour illustrer la réponse des peuplements aux polluants organiques et métalliques (Grall et Glémarec, 2003). D'autres polluants organiques (organochlorés, pesticides, hydrocarbures, détergents...) et d'autres facteurs plus subtiles : brassage des eaux sus-jacentes, MOD, turbidité (Hily *et al.*, 1986) peuvent également avoir une certaine influence.

Cependant, tout comme le BI, l'I2EC prend des valeurs discrètes, ne permettant pas de tester statistiquement sa validité. D'autres auteurs ont donc développé de nouvelles versions de l'Indice Biotique pour tenter de surmonter ce problème.

2.3 Coefficient benthique (CB) (AMBI)

Basé sur le modèle de l'IB, le Coefficient Benthique (CB ou AMBI) a été créé pour le programme AZTI le long de la côte basque par Borja *et al.* (2000). Il consiste à pondérer le pourcentage de chaque groupe écologique présent par le poids de sa contribution dans la représentation du niveau de perturbation :

$$CB = \{(0 \times \%GI) + (1,5 \times \%GII) + (3 \times \%GIII) + (4,5 \times GIV) + (6 \times \%GV)\} / 100$$

L'avantage de cette formule par rapport aux techniques précédentes est de transformer l'indice en variable continue, permettant l'utilisation de tests statistiques pour en vérifier la validité. De plus, elle permet de s'affranchir de la subjectivité pour attribuer une valeur lorsque 2 groupes écologiques sont en proportions équivalentes. Elle permet enfin de révéler d'infimes variations dans la composition faunistique du peuplement (Glémarec, 2003).

Une corrélation avec les Etats Ecologiques définis par la Directive Cadre Eau a été proposée par Borja *et al.* (2004) (Tableau 13).

Tableau 13 : Equivalences entre les valeurs de l'AMBI et les différents états écologiques définis par la Directive Cadre Eau (d'après Borja *et al.*, 2004).

	<i>Etat Ecologique</i>	<i>AMBI</i>	<i>Classification de la pollution</i>
	Mauvais	5,5 < AMBI ≤ 7	Azoïque
	Médiocre	4,3 < AMBI ≤ 5,5	Gravement pollué
	Moyen	3,3 < AMBI ≤ 4,3	Modérément pollué
	Bon	1,2 < AMBI ≤ 3,3	Légèrement pollué, état transitoire
	Très bon	0 < AMBI ≤ 1,2	Normal

L'AMBI a été soumis à de multiples tests prouvant sa validité (Borja *et al.*, 2004) et possède de nombreux avantages :

- La comparaison des résultats de l'AMBI et ceux fournis par d'autres types d'analyses univariées (diversité, richesse spécifique, ABC-curves) ou multivariées (PCA, MDS, Bio-Env) (Muniz, 2003) a permis de s'assurer de la robustesse et du pouvoir discriminant de l'indice. Ses résultats se sont de plus montrés cohérents avec ceux obtenus par l'IB (Figure 18) ;
- Il a été validé par une série de tests basés sur les composants chimiques (Borja *et al.*, 2000), à la fois dans les estuaires et les habitats côtiers. Il a permis de détecter un large panel de sources de perturbations environnementales (seuls les effets des extractions de sable ne sont pas détectés). Il permet d'identifier et de caractériser les gradients spatiaux et temporels (Muxika *et al.*, 2003 ; Muniz *et al.*, 2005) ;
- L'indice a été appliqué avec succès dans de nombreuses régions géographiques : Océan Atlantique, Mer Méditerranée, Mer Baltique, Mer du Nord, Mer de Norvège, ainsi que Hong Kong, Uruguay et Brésil (Muxika *et al.*, 2005 ; Muniz *et al.* 2005).
- Enfin, il est très facile à utiliser et à appliquer, grâce à un logiciel gratuit, incluant une liste continuellement mise à jour et comptant actuellement plus de 2700 taxons classés dans les cinq groupes écologiques.

http://www.azti.es/ingles/oceanography_marine_enviroment.asp

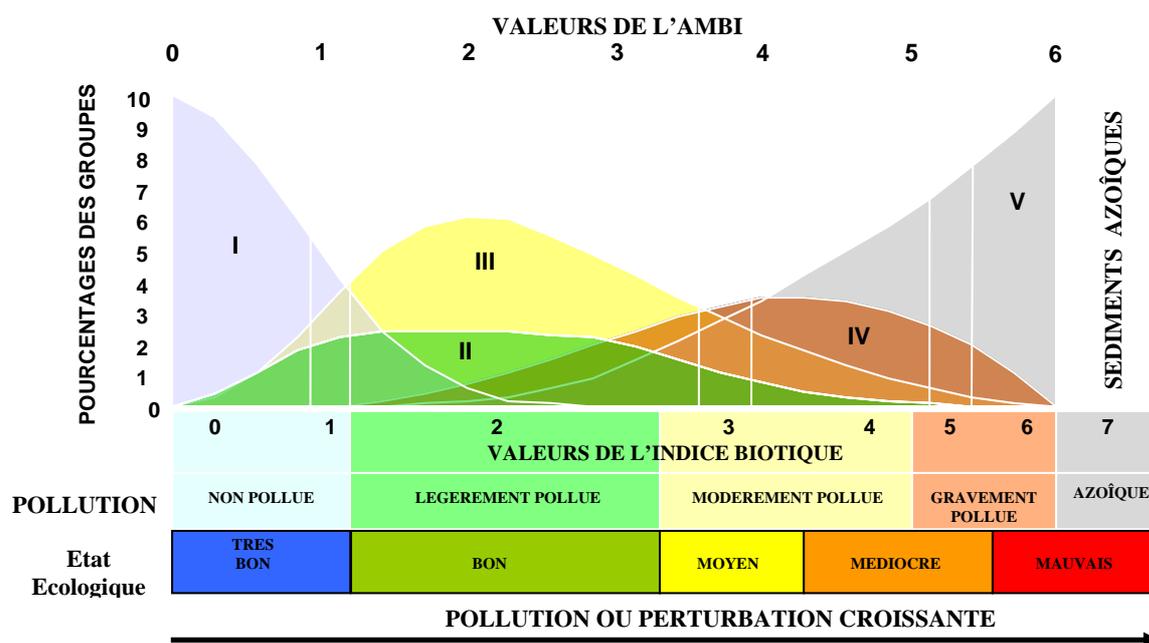


Figure 18 : Equivalences entre l'AMBI et l'Indice Biotique (d'après ?????)

Toutefois l'utilisation de l'AMBI rencontre quelques limites et nécessite de nombreuses précautions (Borja et Muxika, 2005):

- La robustesse de l'indice est moindre lorsque le nombre de taxons et/ou d'individus échantillonnés est réduit, ou lorsque les communautés sont dominées par certains taxons comme les Nématodes (Muniz *et al.*, 2005). Les problèmes de classification des espèces dans un groupe en particulier peut également être source d'erreurs. Les résultats, lorsque

plus de 20% des espèces ne peuvent être classées dans un groupe, doivent donc être interprétés avec précaution. Lorsque >50% des taxons ne peuvent être gardés, il est préférable de ne pas utiliser cet indice.;

- L'application de l'AMBI dans les zones à faible salinité (zones naturellement stressées) reste difficile et l'indice y perd en robustesse.
- Il est préférable de calculer la valeur de l'AMBI pour chaque répliquat et de calculer ensuite la moyenne sur tout le site, surtout lorsque certains échantillons ne contiennent aucun taxon.
- La qualité des sites dépend des seuils choisis pour l'AMBI. L'attribution des valeurs de seuils peut être largement discutée et doit être établie de manière consensuelle.

Afin de pallier à ces problèmes, Borja et Muxika (2005) recommandent d'utiliser d'autres métriques en parallèle de l'AMBI afin d'avoir une vue plus complète de la communauté benthique.

Il est également reproché au Coefficient Benthique d'aggraver le diagnostic des pollutions en donnant trop d'importance à certains groupes (Grall, 2002) alors que ceux-ci peuvent subir naturellement des variations saisonnières.

2.4 Bentix

Afin de mieux correspondre aux cinq états écologiques de la Directive Cadre Eau, Simboura et Zenetos ont proposé une nouvelle adaptation de l'AMBI, ne prenant plus en compte les cinq groupes écologiques identifiés par Hily (1984), mais se basant sur l'idée que les espèces benthiques appartiennent à deux plus grands ensembles : les espèces sensibles (regroupant les espèces sensibles et indifférentes des groupes écologiques I et II), et les espèces tolérantes (regroupant les espèces tolérantes et opportunistes de premier et second ordre des groupes écologiques III, IV et V).

Calqué sur l'AMBI, l'indice Bentix est basé sur une formule où les pourcentages des différents groupes sont pondérés par leur niveau de réponse par rapport à une perturbation. Limité à deux groupes seulement, le Bentix permet selon ses auteurs, de s'affranchir des erreurs liées au rattachement des espèces à un groupe particulier, de ne pas surestimer le poids d'un groupe et de réduire la complexité du calcul.

Trois groupes ont été créés, reprenant les espèces des cinq groupes écologiques développés dans les indices précédents, mais auxquels on a attribué le même poids :

- Groupe 1 (GI) : espèces sensibles, souvent de stratégie k, et espèces indifférentes ;
- Groupe 2 (GII) : espèces tolérantes répondant aux perturbations par une densité croissante. Les opportunistes de second ordre et espèces de stratégie r sont incluses dans ce groupe;
- Groupe 3 (GIII) : espèces opportunistes de premier ordre, espèces colonisatrices, ou tolérantes à l'hypoxie. Les 2 derniers groupes (GII et GIII) sont ensuite regroupés dans la formule de calcul du Bentix :

$$BENTIX = \{6 \times \%GI + 2 \times (\%GII + \%GIII)\} / 100$$

Le BENTIX peut donc prendre des valeurs continues entre 2 et 6, ainsi que 0 lorsque le sédiment est azoïque (l'échelle est donc inversée par rapport à l'AMBI). Une échelle de correspondance entre les valeurs de l'indice et les états écologiques définis par la Directive Cadre Eau a été établie, en divisant l'écart entre les valeurs minimales et maximales en 4 intervalles de même valeur. La cinquième catégorie (azoïque) correspond à la valeur 0. Cette configuration a ensuite été testée par les données de sites dont les pressions environnementales étaient connues. Il est apparu qu'en milieu vaseux, les communautés benthiques sont souvent dominées par des espèces tolérantes, même en milieu non perturbé. L'indice Benthix ayant dans ce cas tendance à être sous-estimé, une échelle ajustée à ce milieu a donc été créée (Tableau 14).

Tableau 14 : Correspondances entre les valeurs du Benthix et les différents états écologiques définis par la Directive Cadre Eau (d'après Simboura et Zenetos, 2002)

	<i>Etat Ecologique</i>	<i>BENTIX</i>		<i>Classification de la pollution</i>
		<i>Cas général</i>	<i>Milieu vaseux</i>	
	Mauvais	0	0	Azoïque
	Médiocre	2,0 ≤ BENTIX ≤ 2,5	2,0 ≤ BENTIX ≤ 2,5	Gravement pollué
	Moyen	2,5 ≤ BENTIX ≤ 3,5	2,5 ≤ BENTIX ≤ 3,0	Modérément pollué
	Bon	3,5 ≤ BENTIX ≤ 4,5	3,0 ≤ BENTIX ≤ 4,0	Légèrement pollué, état transitoire
	Très bon	4,5 ≤ BENTIX ≤ 6,0	4,0 ≤ BENTIX ≤ 6,0	Normal

Le Benthix est basé sur l'AMBI en modifiant seulement :

- le nombre de groupes écologiques passant de 5 à 2 ;
- le poids de ces groupes ;
- l'inversion du sens de l'échelle des valeurs, passant de 0 pour les zones saines à 6 pour les zones polluées pour l'AMBI contre 6 à 2 pour le Benthix.

Du point de vue écologique, le sens de ces 2 indices est le même.

Le Benthix souffre néanmoins d'un manque de validation (Borja *et al*, 2004) concernant :

- la comparaison des valeurs obtenues par l'un et l'autre des indices ;
- la validation statistique des résultats obtenus.

De plus, l'effet des problèmes de mauvais classement des espèces dans le groupe écologique approprié peut être aggravé lorsque le nombre de groupes est réduit (Borja *et al*, 2004). Ainsi, le Benthix, sensé s'affranchir de ce problème selon ses auteurs, serait finalement plus sensible que l'AMBI.

La subjectivité du classement des espèces au sein des cinq groupes écologiques reste un problème récurrent, qu'il s'agisse de l'Indice Biotique, de l'AMBI ou du Benthix. Toutefois la

multiplicité des cas étudiés depuis vingt ans a permis de réajuster l'appartenance de certaines espèces aux différents groupes, permettant ainsi à la méthode de gagner en subjectivité.

Le niveau de perturbation du milieu peut donc être appréhendé par la composition spécifique des communautés, comme en témoignent les indices précédents. Cependant, la réponse à une pollution peut également s'exprimer au niveau de la morphologie des espèces dominantes ou des relations trophiques au sein du peuplement. Ces propriétés sont exploitées dans les indices suivants.

3 - Indices basés sur les groupes morphologiques ou trophiques

3.1 Ecological Evaluation Index (EEI)

Afin de surmonter les problèmes de variations des populations en fonction des conditions naturelles, Orfanidis *et al.* (2001) ont développé un nouvel indice, visant à étudier les communautés d'un point de vue fonctionnel plutôt que du point de vue composition spécifique. L'indice est basé sur l'étude des macrophytes benthiques, présentant une coévolution morphologique en fonction de leurs besoins en photosynthèse et nutriments et en réponse aux variations biotiques et abiotiques.

Les macrophytes benthiques sont classées en sept groupes morphologiques, eux mêmes rassemblés en deux groupes écologiques (ESG) (Tableau 15) :

- le groupe I correspond aux stades ultimes des successions (espèces au thalle épais ou calcaire, différencié, ayant un cycle de vie long et un taux de croissance faible) ;
- le groupe II correspond aux opportunistes (espèces foliacées ou filamenteuses, à taux de croissance fort et cycle de vie court).

Tableau 15 : Caractéristiques morphologiques, fonctionnelles et stratégies de croissance des macrophytes benthiques utilisées pour le calcul de l'EEI (d'après Orfanidis *et al.*, 2001)

Groupe morphologique	Morphologie externe	Anatomie interne	Productivité	Longévité (succession)	Stratégies de croissance	Genres
II A. Foliacées	Tubulaires, foliacées	Pas de cortex, une à plusieurs couches de cellules	Elevée	Annuelle (opportuniste)	Rudérale	<i>Ulva, Enteromorpha, Scytosiphon</i> (phase érigée), <i>Dictyosa</i>
II B. Filamenteuses	Finement ramifiées	Unisériée, multisériée ou avec cortex peu différencié	Elevée	Annuelle (opportuniste)	Rudérale	<i>Cyanophyceae, Chaetomorpha, Cladophora, Polysiphonia, Ceramium, Spyridia</i>
II C. Grossièrement ramifiées	Grossièrement ramifiées	Avec cortex	Spécifique de chaque espèce	Annuelle (milieu de succession)	Tolérante au stress, rudérale	<i>Acanthophora, Caulerpa, Chordaia, Gracilaria, Laurencia, Liagora</i>
I D. Epaisées, coriaces	Ramifications ou lames épaisses	Différenciées, parois corticales épaisses	Faible	Pérenne (fin de succession)	Compétitrice	<i>Cystoseira, Chondrus, Fucus, Laminaria, Padina, Sargassum, Udotea</i>
I E. Calcaires	Articulées, calcaires, dressées	Pièces calcifiées, articulées les unes par rapport aux autres	Faible	Pérenne (fin de succession)	Compétitrice	<i>Amphiroa, Corralina, Galaxaura, Halimeda, Jania</i>
I F. Encroûtantes	Prostrées, encroûtantes	Calcifiées ou non, rangées de cellules parallèles	Faible	Pérenne (fin de succession)	Compétitrice	<i>Hydrolythion, Lithothamnion, Peyssonnelia, Porolithon</i>
I G. Phanérogames	Fortement différenciées, foliacées à cylindriques (feuilles, rhizomes, racines, fleurs, fruits)	Fortement différenciées (épiderme, mesophylle, système vasculaire)	Faible	Pérenne (fin de succession)	Tolérante au stress	<i>Cymodocea, Posidonia, Ruppia</i>

L'aire examinée est découpée en polygones (PP) ou lignes (PL) permanents, où sont effectués plusieurs relevés de végétation. L'échantillonnage est de préférence saisonnier et peut être destructif ou non.

- Dans chaque relevé (PP ou PL), l'abondance absolue de chaque ESG est estimée par son pourcentage de recouvrement ou son pourcentage de biomasse mesurée à partir des individus prélevés ;
- Les abondances moyennes des ESG I et ESG II sont comparées dans une matrice pour chaque PP ou PL (Figure 19).

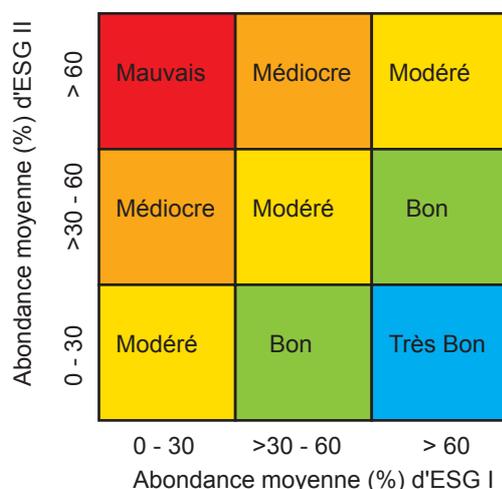


Figure 19 : Matrice basée sur l'abondance moyenne des ESG pour déterminer les valeurs d'état écologique servant au calcul de l'EEI (d'après Orfanidis *et al.*, 2001)

Un système permet ensuite d'attribuer une valeur aux différentes catégories de statut écologique observé pour chaque prélèvement (*Tableau 16*, colonne 1). Cette valeur d'état écologique est ensuite multipliée par la surface de chaque PP ou la longueur de chaque PL, puis divisée par la somme des surfaces des PP ou les longueurs des PL. Les valeurs pondérées obtenues sont ensuite additionnées pour obtenir l'EEl. La valeur finale de l'EEl, variant de 2 à 10, est ensuite reliée à l'état écologique du milieu (*Tableau 16*, colonne 2).

Tableau 16 : Système d'attribution des valeurs numériques pour l'évaluation de l'état écologique des eaux côtières et des eaux de transition

<i>Valeur numérique des catégories écologiques</i>	<i>Indice d'Evaluation Ecologique</i>
Elevé = 10	[≤10 - > 8] = Elevé
Bon = 8	[≤ 8 - > 6] = Bon
Modéré = 6	[≤ 6 - > 4] = Modéré
Faible = 4	[≤ 4 - > 2] = Faible
Mauvais = 2	[2] = Mauvais

Cette technique reste simple d'utilisation, ne nécessitant pas de détermination approfondie des espèces (seul le type morphologique est pris en compte). Cependant, la méthode n'a été appliquée qu'en Méditerranée, et les limites des classes nécessitent des tests complémentaires afin de vérifier leur correspondance avec les niveaux de perturbation de l'écosystème.

3.2 l'Infaunal trophic Index (ITI)

Les modifications de structure d'un peuplement le long d'un gradient s'accompagnent également de modifications au niveau de son organisation et notamment au niveau des relations trophiques (Watling, 1975). Ainsi, le long d'un gradient d'enrichissement en matière organique (Figure 20), plusieurs modes d'alimentation se succèdent (Odum, 1969 ; Pearson et Rosenberg, 1978) :

- à l'origine, le peuplement est caractérisé par la présence d'espèces herbivores et d'omnivores ;
- puis, le taux de déposivores augmente, du fait de l'augmentation du dépôt de matière organique au niveau du sédiment ;
- le taux de suspensivores atteint un maximum vers le centre du gradient ;
- le taux de carnivores atteint quant à lui son maximum dans les zones fortement enrichies en matière organique, en réponse à la prolifération anarchique des déposivores dont ils vont réguler les effectifs.

A l'intérieur même des groupes trophiques s'opère une évolution, les espèces les plus sélectives disparaissant au profit des espèces non sélectives (Pearson et Rosenberg, 1978). L'importance relative d'un groupe trophique en un point du gradient de perturbation peut donc être utilisée comme un indicateur. Ce principe a été utilisé pour développer l'Infaunal Tropic Index (ITI) en Californie (Word, 1978 ; Word, 1990).

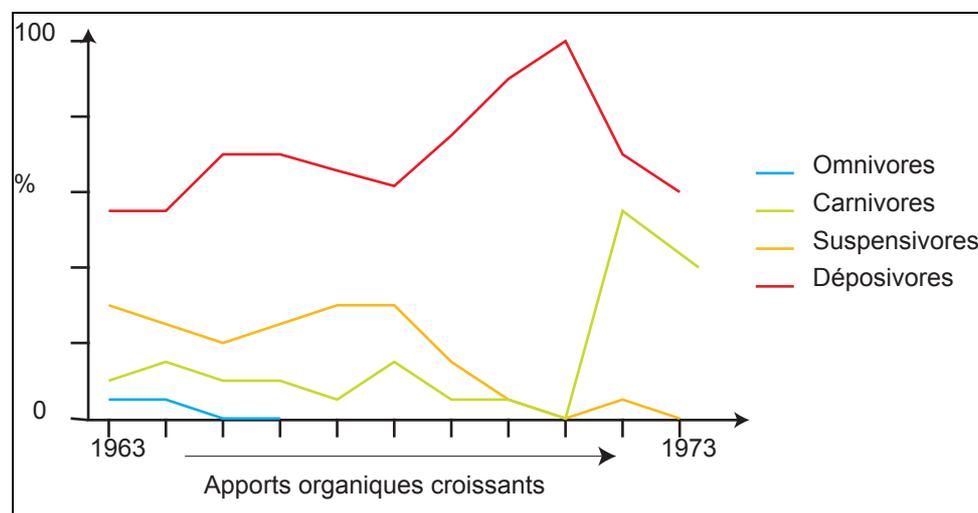


Figure 20 : Changements dans les % d'occurrence des différents groupes trophiques dans un site soumis à un enrichissement organique croissant (d'après Pearson et Rosenberg, 1978)

L'ITI est basé sur le classement des espèces au sein de 4 groupes trophiques, établis en fonction du type de nourriture utilisé par l'animal et le mode d'obtention de cette nourriture. L'indice est ensuite calculé à partir de l'abondance des taxons dans chacun des 4 groupes selon la formule suivante :

$$ITI = 100 - \left\{ 33,33 \times \left[\frac{(0n_1 + 1n_2 + 2n_3 + 3n_4)}{(n_1 + n_2 + n_3 + n_4)} \right] \right\}$$

Où :

n_i = nombre d'individus dans le groupe i

L'indice varie entre 0 pour des conditions dégradées, et 100 pour un milieu sain.

Cette méthode pose cependant quelques problèmes, notamment pour la détermination du mode d'alimentation, souvent réalisée d'après littérature et étude des pièces buccales. De nombreuses imprécisions se présentent lorsque le régime d'une espèce n'est pas connu, mal étudié (il existe de nombreuses contradictions dans la littérature) ou lorsque cette espèce a recours à diverses sources d'alimentation, cas très fréquent.

E - Remarques

La recherche d'indicateurs performant permettant de mettre directement en relation perturbation des écosystèmes et structures benthiques n'est pas une thématique récente. Elle a toutefois connu un essor au cours de la dernière décennie, d'abord en Amérique du Nord pour répondre au problème d'eutrophisation des grands écosystèmes côtiers (Baie de Chesapeake, Delta du Mississippi), puis, en Europe, sous l'impulsion de la mise en place de la Directive Cadre Eau.

Cette synthèse ne recouvre qu'une partie des multiples techniques qui ont été mises au point, en se focalisant sur celles qui ont été publiées dans des revues internationales à comité de lecture. Il n'est pas question ici de déterminer si une méthode de classement ou un indice est plus performante que les autres. L'objectif de ce document est plutôt de donner une vision générale des différentes approches qui ont été choisies par les chercheurs. Actuellement, l'indice le plus utilisé au niveau européen semble être l'AMBI. C'est cette approche, associée à divers indices de diversité, d'équitabilité ainsi qu'à l'abondance et à la richesse spécifique, dans une formule multimétrique, qui a été retenue pour l'évaluation du benthos dans le cadre de la DCE par le Royaume Uni, le Danemark et le pays Basque.

L'association de différentes métriques dans le calcul d'un indice global de qualité du milieu est en soi source de problème dans la mesure où un certain nombre des variables utilisées soit covarient sur le plan statistique (richesse spécifique et indices de diversité ; AMBI et richesse spécifique... par exemple), ou bien sont directement corrélées entre elles (granulométrie et taux de matière organique...), ou peuvent être plus ou moins subjectives selon les cas. L'intégration simultanée de ces types de variables au sein d'une multimétrique destinée à refléter l'état de santé du benthos masque la variabilité des différents paramètres les uns par rapport aux autres, apparaissant ainsi pour certains auteurs comme une simplification à outrance de l'information contenue dans le jeu de données. D'autre part, la variabilité naturelle de certains paramètres (abondance suite aux recrutements printaniers ou estivaux) peut également avoir une forte influence sur les résultats obtenus par les indices, sans que ces phénomènes ne soient toujours directement influencés par la perturbation du milieu.

La plupart des indices ont été élaborés dans les régions tempérées de l'hémisphère Nord, et leur application dans d'autres régions reste problématique, notamment lorsque l'identification d'espèces indicatrices est nécessaire. De plus, la qualité des clefs de détermination est très variable selon les régions et l'identification des juvéniles est souvent délicate. Les erreurs pouvant être commises vont donc avoir une certaine influence sur les indices nécessitant le dénombrement des espèces ou des taxons. De plus, la détermination des espèces nécessite du temps et des compétences spécifiques, ce qui implique un coût non négligeable. De nombreuses discussions et réflexions ont donc tenté d'améliorer ces problèmes.

Théoriquement, la pollution modifie la structure des communautés à son plus haut niveau taxonomique, tandis que les conditions environnementales n'affectent la structure des communautés que par le biais de remplacement au niveau des espèces. Il est donc supposé que l'étude des communautés à des niveaux taxonomiques supérieurs (famille, phylum...) permettent de s'affranchir de l'influence des facteurs environnementaux.

Warwick (1988) a donc testé l'importance du niveau taxonomique dans différents types d'analyses. Il apparaît que l'identification jusqu'à la famille est parfois satisfaisante dans le

cadre les analyses multivariées (permettant même dans cette étude, une meilleure distinction entre les groupes), ainsi que les analyses d'abondance (notamment les courbes ABC). Ce niveau taxonomique permettrait également de s'affranchir un peu plus des variations naturelles qui influent sur les résultats des analyses multivariées (Agard *et al.*, 1993) ou des variations liées à la dominance d'une espèce isolée, auxquelles sont sensibles les courbes ABC. Toutefois, la baisse de résolution taxonomique ne semble pas permettre aux indices d'être suffisamment sensible pour répondre aux critères de la DCE.

En effet, une grande partie de l'information est perdue dès que l'on s'abstient d'identifier les organismes au niveau de l'espèce, ainsi que l'on fait remarquer de nombreux auteurs (Olsgard *et al.*, 1997). Afin de détecter les premiers signes de déséquilibre, le niveau de l'espèce paraît obligatoire, d'autant qu'avec le premier déséquilibre, le nombre d'espèces doit être supérieur à ce qu'il est en situation normale (Pearson et Rosenberg, 1978). Il convient donc de déterminer les taxons le plus bas possible tant que la question n'est pas tranchée. C'est cette attitude qui a été recommandée par le groupe d'experts intercalibration benthos de la DCE.

En outre les indices les plus élaborés, faisant appel au classement des espèces en groupe fonctionnels (ITI) ou de sensibilité d'espèces (AMBI, IB) sont sujets à caution du fait de la subjectivité du classement d'espèces dans des groupes trop restrictifs pour refléter la variabilité naturelle de celles-ci face aux variations de l'environnement. Par exemple, le problème de l'utilisation de l'indice AMBI est celui de l'allocation d'un grand nombre d'espèces (plus de 3000), sur lesquelles peu de données objectives sont disponibles, dans les quatre groupes écologiques. L'attribution d'un groupe écologique aux espèces les plus méconnues se base sur des données de présence dans des stations connues pour leur état non perturbé ou de référence, ou bien sur leur proximité taxonomique (même genre ou même famille par exemple) ou encore sont classées dans le groupe I (polluo-sensibilité maximale) par absence totale de connaissance. De ce fait l'indice est taxé de subjectivité par un certain nombre d'auteurs même si ceux-ci reconnaissent qu'il fonctionne globalement, dans le sens où il est capable de reconnaître les sites perturbés des sites de référence. L'approche suédoise par le BQI apparaît ainsi plus objective dans l'attribution d'un taux de sensibilité à la pollution, dans la mesure où celui-ci est calculé et non pas attribué plus ou moins arbitrairement. L'augmentation du nombre d'études faisant appel à l'AMBI permettra certainement d'acquérir de plus en plus de connaissance sur un grand nombre d'espèces qui pourront ainsi être classées le plus objectivement possible dans un des cinq groupes écologiques.

Toutefois le BQI n'est pas exempt de toute critique : il se base sur l'hypothèse que les espèces dont le mode de distribution est centré sur les échantillons les plus riches en espèces, sont les plus sensibles. Il se base également sur le modèle de Pearson et Rosenberg (1978) prédisant que plus la perturbation est forte plus la richesse spécifique est faible. Or, si le modèle de Pearson et Rosenberg décrit effectivement cette décroissance de la richesse spécifique, il prédit également une augmentation de la diversité dans les premiers stades de dégradation des communautés. Les espèces les plus sensibles seraient donc plutôt centrées sur des échantillons provenant de zones légèrement dégradées ? Plus grave, les espèces centrées sur des échantillons provenant de zones à l'abri de toute dégradation obtiendraient elles le même taux de sensibilité que des espèces centrées sur des échantillons provenant de zones dégradées ? Il serait simple de trouver des réponses à ces questions à condition d'appliquer la méthode ES50 sur un grand nombre d'échantillons provenant de gradients de pollution bien identifiés.

Les récents progrès en analyse statistique alliée à la constante augmentation de la capacité de calcul de l'informatique ont permis le développement de techniques d'analyse multivariées d'un grand nombre d'échantillons à la foi. L'approche développée par la Norvège dans le cadre de la DCE s'appuie essentiellement sur ces analyses multivariées pour développer un indice le plus objectif possible. Cette approche se base sur l'une analyse discriminante sur plusieurs milliers d'échantillons de benthos provenant de profondeurs et de fonds meubles variables. Les paramètres des communautés retenus dans l'analyse sont normalisés par rapport aux caractéristiques des échantillons ($Es_{100} =$ nombre d'espèces théorique pour 100 individus, S_n nombre d'espèces ajusté à l'abondance dans l'échantillon, S_{04} nombre d'espèces ajusté par rapport à la surface des échantillons...). L'analyse discriminante réalisée sur ces paramètres permet alors de normaliser les échantillons par rapport à la granulométrie des sédiments échantillonnés et par rapport à la profondeur des stations. En une fois les données normalisées par rapport à ces deux facteurs, l'analyse permet également d'affecter à chacun des paramètres obtenus un facteur optimal permettant d'obtenir une équation multimétrique reflétant au maximum la variabilité observée au sein des échantillons. L'avantage étant alors de pouvoir utiliser cet indice dans différents types d'habitats (granulométrie variable), à des profondeurs également variables et avec des données pouvant provenir d'échantillonnages différents. Cette approche apparaît plus objective que celles décrites plus haut dans lesquelles les coefficients affectés aux variables des multimétriques sont établis *a priori*.

D'autre part, il faut également noter que la calibration régionale des indices biologique apparaît nécessaire afin d'améliorer leur fiabilité et leur sensibilité. La plupart des indices ont été développés dans des écorégions bien précises et ne sont donc pas forcément aptes à être appliqués ailleurs tels quels. Ainsi dans le cas de l'AMBI les espèces qui appartiennent à un groupe écologique au centre de leur aire de répartition sont elles toujours aussi tolérantes aux perturbations aux limites de cette répartition ? Ce n'est fort probablement pas le cas dans la mesure où les conditions environnementales sont déjà pratiquement limitantes pour le maintien de l'espèce (survie ou reproduction fortement contraintes par l'environnement). Il en va de même pour le BQI qui demande à être calibré partout où il est utilisé, cette calibration devant d'ailleurs n'intervenir qu'à l'intérieur d'une même catégorie sédimentaire (Rosenberg, comm. pers.).

Si certains des indices décrits dans ce document ont été adaptés aux milieux à salinité variable, la plupart de ceux utilisés couramment en Europe ne le sont pas. Les premières tentatives d'utilisation de l'AMBI en estuaire ont montré que les échantillons ne pouvaient pas atteindre de note au dessous de 2-3, y compris dans les zones de références (définies comme telles par les experts). C'est en fait la quasi absence d'espèces du groupe I (espèces sensibles) en estuaire qui empêche l'indice d'atteindre les valeurs d'un peuplement 'normal' tel qu'il en existe en milieu côtier. Les milieux estuariens étant souvent pauvres en espèces, il en va probablement de même pour les indices basés sur la richesse spécifique ou la diversité (type BQI). Dans la mesure du possible, ces indices doivent donc être retravaillés pour s'adapter aux eaux estuariennes. Il est peut être nécessaire également de développer d'autres types d'indicateurs dans ces milieux, dont le fonctionnement et la dynamique sont très éloignés de ceux des zones euhalines. Il en va de même pour la zone intertidale dans la mesure où les estrans abritent des communautés originales très différentes de celles se développant dans l'infra littoral. En outre, les conditions environnementales peuvent entraîner une forte instabilité du substrat ayant une forte influence sur la structuration des peuplements benthiques intertidaux.

D'autre part, dans le cadre de la directive cadre eau, on peut se demander si une approche basée uniquement sur des indices répondant aux surcharges du milieu en matière organique

et/ou aux hypoxies ou anoxies passagères est suffisante. En effet les impacts physiques infligés par les engins de pêche démersaux ne sont pas reflétés par les indices décrits ci-dessus. De même, si l'AMBI semble bien 'signer' les excès en matière organique ainsi que les pollutions métalliques, le BQI n'a pour l'instant été validé que sur des zones hypoxiques ou en anoxie passagère mais pas sur d'autres types de perturbation (pollution métallique ou tout autre que celles engendrées par des excès d'apports en matière organique). Il en va de même pour l'extraction de granulats....

Par delà le besoin de développement et d'amélioration que chaque indice requiert face aux avancées des connaissances, il est probablement temps de comparer les performances des indices les uns par rapport aux autres. En effet, après les nombreuses publications récentes illustrant les contextes dans lesquels les indices proposés pouvaient être appliqués, il semble nécessaire de procéder à une évaluation critique des différents indicateurs proposés ainsi que des méthodes multimétriques dans lesquelles ils s'intègrent. Ces comparaisons pourraient s'inspirer travaux américains de Alden *et al.*(2002) ou de Diaz *et al.* (2003), qui impliquaient des vérifications statistiques du comportement des indices, des comparaisons de la capacité discriminatoire (ou de leur sensibilité) de différents indices face à des gradients de perturbation. Au cours du temps, l'analyse du comportement et de la performance des différentes méthodes sur le long terme peut également s'avérer très instructive.

Bibliographie classée

A- Méthodes univariées

1 – Descripteurs statistiques

Glémarec, M. (1964). Bionomie benthique de la partie orientale du Golfe du Morbihan. *Cahiers de biologie marine*, *V*, 33-96.

Gray, J. S., & Pearson, T. H. (1982). Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. *Marine Ecology Progress Series*, *9*, 111-119.

Gray, J. S., Aschan, M., Carr, M. R., Clarke, K. R., Pearson, R. H. G. H., Rosenberg, R., & Warwick, R. M. (1988). Analysis of community attributes of the benthic amcrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Marine Ecology Progress Series*, *46*, 151-165.

Pearson, T. H., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanographic Marine Biology Annual Review*, *16*, 230-306.

Peet, R. K. (1974). The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *5*, 285-307.

Sanders, H. L. (1968). Marine benthic diversity : a comparative study. *American Naturalist*, *102*, 243-282

Simboura, N., & Zenetos, A. (2002). Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science*, *3*(2), 77-111.

Stirn, J. (1981). Manual of methods in aquatic environment research. Part 8. Ecological assessment of pollution effects. *FAO Document technique sur les pêches*, *209*, 70.

Modèle SAB de Pearson et Rosenberg

Pearson, T. H., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanographic Marine Biology Annual Review*, *16*, 230-306.

2 - Indices de diversité

Peet, R. K. (1974). The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 285-307.

Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness : a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54, 427-432.

Pearson, T. H., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanographic Marine Biology Annual Review*, 16, 230-306.

Gray, J. S., McIntyre, A. D., & Stirn, J. (1992). Manuel des méthodes de recherche sur l'environnement aquatique. Onzième partie. Evaluation biologique de la pollution marine, eu égard en particulier au benthos. *FAO Document technique sur les pêches*, N° 324, 53.

Taxonomic diversity index and Taxonomic distinctness

Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1999). The taxonomic distinctness measure of biodiversity : weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series*, 184, 21-29.

Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (1995). New "biodiversity" measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series*, 129, 301-305.

3 – Méthodes graphiques

Courbes de dominance k

Lambshhead, P. J. D., Platt, H. M., & Shaw, K. M. (1983). The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History*, 17(6), 859-874.

Warwick, R. M. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92, 557-562.

Clarke, K. R. (1990). Comparisons of dominance curves. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 138, 143-157.

Courbes de Comparaison Abondance/Biomasse (ABC curves)

Warwick, R. M. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92, 557-562.

Warwick, R. M. (1988). Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series*, 46, 167-170.

Gray, J. S., Aschan, M., Carr, M. R., Clarke, K. R., Pearson, R. H. G. H., Rosenberg, R., & Warwick, R. M. (1988). Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Marine Ecology Progress Series*, 46, 151-165.

Clarke, K. R. (1990). Comparisons of dominance curves. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 138, 143-157.

Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (1991). A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. *Journal of marine biology association of UK.*, 71, 225-244.

Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (1994). Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology*, 118(4), 739-744.

B - Méthodes multivariées

Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology* (Elsevier ed.): Elsevier.

1 – Approche multivariée

Gray, J. S., & Pearson, T. H. (1982). Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. *Marine Ecology Progress Series*, 9, 111-119.

Field, J. G., Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1982). A Practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 8, 37-52.

Shin, P. K. S. (1982). Multiple discriminant analysis of macrobenthic infaunal assemblage. *Journal of experimental marine biology and ecology*.

Clarke, K. R., & Ainsworth, M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92, 205-219.2

2 - Benthic Response Index (BRI)

Smith, R., Ranasinghe, A., Weisberg, S., Montagne, D., Cadien, D., Mikel, T., Velarde, R., & Dalkey, A. (2003). Extending the Southern California Benthic Response Index to Assess Benthic Condition in Bays (*Technical report 410*). Westminster, CA: Southern California Coastal Water Research Project.

Smith, R. W., Bergen, M., Weisberg, S. B., Cadien, D., Dalkey, A., Montagne, D., Stull, J. K., & Velarde, R. G. (2001). Benthic Response Index for Assessing Infaunal Communities on the Mainland Shelf of Southern California. *Ecological Applications*, 11, 1073-1087.

Bergen, M., Weisberg, S. B., Cadien, D., Dalkey, A., Montagne, D., Smith, R. W., Stull, J. K., & Velarde, R. G. (1998). *Southern California Bight 1994 Pilot Project: IV. Benthic Infauna* (Report): Southern California Coastal Water Research Project.

Ranasinghe, J. A., Frithsen, J. B., Kutz, F. W., Paul, J. F., Russell, D. E., Batiuk, R. A., Hyland, J. L., Scott, J., & Dauer, D. M. (2002). Application of two indices of benthic community condition in Chesapeake Bay. *Environmetrics*, 13(5-6), 499-511.

C - Méthodes multimétriques

1 - Pollution coefficient (CoP)

Statsmadjis, J. (1982). Analysis of benthic data and measurement of pollution. *Revue internationale d'Océanographie Médicale*, 66-67, 103-107.

Stasmadjis, J. (1985). Comparison of Indicators of Pollution in the Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 16(10), 395-400.

2 - Infauna Ratio-to-Reference of Sediment Quality triad (RTR)

Long, E. R., & Chapman, P. M. (1985). A Sediment Quality triad : Measures of Sediment Contamination, Toxicity and Infaunal Community Composition in Puget Sound. *Marine Pollution Bulletin*, 16(10), 405-415.

Chapman, P. M., Dexter, R. N., & Long, E. R. (1987). Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality triad) in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 37, 75-96.

3 - Benthic condition Index (BCI)

Engle, V. D., Summers, J. K., & Gaston, G. R. (1994). A benthic index of environmental condition of Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries*, 17, 372-384.

Engle, V. D., & Summers, J. K. (1999). Refinement, validation and application of a Benthic Condition Index for Northern Gulf of Mexico Estuaries. *Estuaries*, 22(3A), 624-635.

Paul, J. F., Scott, K. J., Campbell, D. E., Gentile, J. H., Strobel, C. S., Valente, R. M., Weisberg, S. B., Holland, A. F., & Ranasinghe, J. A. (2001). Developing and applying a benthic index of estuarine condition for the Virginian biogeographic province. *Ecological Indicators*, 1, 83-99.

4 - Benthic Index of Estuarine Condition (BIEC)

Weisberg, S. B., & Ranasinghe, J. A. (1997). An estuarine benthic index of biotic integrity (B-BY) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20, 149-158.

Paul, J. F., Scott, K. J., Campbell, D. E., Gentile, J. H., Strobel, C. S., Valente, R. M., Weisberg, S. B., Holland, A. F., & Ranasinghe, J. A. (2001). Developing and applying a benthic index of estuarine condition for the Virginian biogeographic province. *Ecological Indicators*, 1, 83-99.

5 - Ecofunctional Quality Index (EQI)

Fano, E. A., Mistri, M., & Rossi, R. (2003). The ecofunctional quality index (EQI): a new tool for assessing lagoonal ecosystem impairment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(3-4), 709-716.

6 - Benthic Index of biotic integrity (B-IBI)

Weisberg, S. B., & Ranasinghe, J. A. (1997). An estuarine benthic index of biotic integrity (B-BY) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20, 149-158.

D – Méthodes fonctionnelles

1 – Indices basés sur des espèces indicatrices

Indice Annélide de Pollution (Annelid Index of Pollution)

Bellan, G. (1980). Relationship of Pollution to Rocky Substratum Polychaetes on the French Mediterranean Coast. *Marine Pollution Bulletin*, 11(11), 318-321.

Bellan, G., Desrosiers, G., & Willsie, A. (1988). Use of an Annelid Pollution Index for monitoring a moderately polluted littoral zone. *Marine Pollution Bulletin*, 19(12), 662-665.1.2

Benthic Quality Index (BQI)

Rygg, B., 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. *Norwegian Institute for Water Research, Oslo, Report SNO 4548-2002*, 32p.

Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H. C., Cederwall, H., & Dimming, A. (2004). Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 49(9-10), 728-739.

2 – Indices basés sur des groupes écologiques

Indice Biotique

Glémarec, M., & C., H. (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.

Hily, C. (1984). Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest. *These de Doctorat d'Etat*, Université de Bretagne Occidentale, Brest.

Grall, J., & Glémarec, M. (1997). Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44((Supplement A)), 43-53.

Indice d'évaluation de l'endofaune côtière (I2EC)

Grall, J., & Glémarec, M. (2003). L'indice d'évaluation de l'endofaune côtière I2EC, *Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion* (pp. 51-86): Editions Ifremer.

Coefficient benthique (CB) (AMBI)

Borja, A., Franco, J., & Pérez, 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(12), 1100-1114.

Borja, A., Muxika, I., & Franco, J. (2003). The application of Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 835-845.

Borja, A., Franco, J., & Muxika, I. (2004). The biotic indices and the Water Framework Directive : the required consensus in the new benthic monitoring tools. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 405-408.

Bentix

Simboura, N., & Zenetos, A. (2002). Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science*, 3(2), 77-111.

3 – Indices basés sur les groupes morphologiques ou trophiques

Ecological Evaluation Index (EEI)

Orfanidis, S., Panayotidis, P., & Stamatis, N. (2001). Ecological evaluation of transitional and coastal waters : a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science*, 2(2), 45-65.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., & Stamatis, N. (2003). An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators*, 3, 27-33.

Infauna trophic Index (ITI)

Word, J. Q. (1978). *The infaunal trophic index*. Coastal Water Research Project Annual Report. El Segundo, CA.: Southern California Coastal Water Research Project.

Word, J. Q. (1990). *The infaunal trophic index, a functional approach to benthic community analysis*. Unpublished PhD Thesis, University of Washington, Washington.

Bibliographie

- Agard, J. B. R., Gobin, J., & Warwick, R. M. (1993). Analysis of marine macrobenthic community structure in relation to pollution, natural oil seepage and seasonal disturbance in a tropical environment (Trinidad, West Indies). *Marine Ecology Progress Series*, 92, 233-243.
- Alden III, R. W., Dauer, D. M., Ranasinghe, J. A., Scott, L. C., & Llanso, R. J. (2002). Statistical verification of the Chesapeake Bay benthic index of biotic integrity. *Environmetrics*, 13(5-6), 473 - 498.
- Bagge, P. (1969). Effects of pollution on estuarine ecosystems. I. The succession of the polluted estuarine habitats in the Baltic-Skaggeak region. *Meerentutkimuslait. julk.*, 228, 3-118.
- Bellan, G. (1980). Relationship of Pollution to Rocky Substratum Polychaetes on the French Mediterranean Coast. *Marine Pollution Bulletin*, 11(11), 318-321.
- Blandin P. (1988). Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bulletin d'Ecologie*, 17: 257-272.
- Borja, A., Franco, J., & Muxika, I. (2004). The biotic indices and the Water Framework Directive : the required consensus in the new benthic monitoring tools. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 405-408.
- Borja, A., Franco, J., & Pérez, 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(12), 1100-1114.
- Borja, A., & Muxika, I. (2005). Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin*, 50(7), 787-789.
- Chapman, P. M., Dexter, R. N., & Long, E. R. (1987). Synoptic measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition (the Sediment Quality triad) in San Francisco Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 37, 75-96.
- Clarke, K. R. (1990). Comparisons of dominance curves. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 138, 143-157.
- Clarke, K. R., & Ainsworth, M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series*, 92, 205-219.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1999). The taxonomic distinctness measure of biodiversity : weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series*, 184, 21-29.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). A further biodiversity index applicable to species lists : variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*, 216, 265-278.
- Dauer, D. M. (1993). Biological Criteria, Environmental Health and Estuarine Macrobenthic Community Structure. *Marine Pollution Bulletin*, 26(5), 249-257.
- Diaz, R.J., Cutter Jr., G.R., Dauer, D.M. (2003). A comparison of two methods for estimating the status of benthic habitat quality in the Virginia Chesapeake Bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285/286, 371-381.
- Engle, V. D., & Summers, J. K. (1999). Refinement, validation and application of a Benthic Condition Index for Northern Gulf of Mexico Estuaries. *Estuaries*, 22(3A), 624-635.

- Engle, V. D., Summers, J. K., & Gaston, G. R. (1994). A benthic index of environmental condition of Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries*, 17, 372-384.
- Fano, E. A., Mistri, M., & Rossi, R. (2003). The ecofunctional quality index (EQI): a new tool for assessing lagoonal ecosystem impairment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56(3-4), 709-716.
- Field, J. G., Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1982). A Practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 8, 37-52.
- Glémarec, M. (2003). Les indices biotiques en milieu sédimentaire. In Ifremer (Ed.), *Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion*. Alzieu C (coord.) (Ifremer ed., pp. 31-50): Editions Ifremer.
- Glémarec, M., & C., H. (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. (2002). *Biodiversité spécifique et fonctionnelle du maërl : réponses à la variabilité de l'environnement côtier*. Unpublished Thèse Doct., Université de Bretagne Occidentale (UBO), Brest.
- Grall, J., & Glémarec, M. (2003). L'indice d'évaluation de l'endofaune côtière I2EC, *Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion* (pp. 51-86): Editions Ifremer.
- Grall, J., Quiniou, F., & Glémarec, M. (2003). Bioévaluation de la qualité environnementale des milieux portuaires. In Ifremer (Ed.), *Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion* (pp. 87-117): Ifremer.
- Gray, J. S., Aschan, M., Carr, M. R., Clarke, K. R., Pearson, R. H. G. H., Rosenberg, R., & Warwick, R. M. (1988). Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Marine Ecology Progress Series*, 46, 151-165.
- Gray, J. S., McIntyre, A. D., & Stirn, J. (1992). Manuel des méthodes de recherche sur l'environnement aquatique. Onzième partie. Evaluation biologique de la pollution marine, eu égard en particulier au benthos. *FAO Document technique sur les pêches*, N° 324, 53.
- Gray, J. S., & Pearson, T. H. (1982). Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. *Marine Ecology Progress Series*, 9, 111-119.
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness : a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54, 427-432.
- Hily, C., Bris, H. L., & Glémarec, M. (1986). Impacts biologiques des émissaires urbains sur les écosystèmes benthiques. *Océanis*, 12, 419-426.
- Lambhead, P. J. D., Platt, H. M., & Shaw, K. M. (1983). The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History*, 17(6), 859-874.
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology* (Elsevier ed.): Elsevier.
- Llanos, R. J., Dauer, D. M., Vølstad, J. H., & Scott, L. C. (2003). Application of the Benthic Index of Biotic Integrity to Environmental Monitoring in Chesapeake Bay. *Environmental Monitoring and Assessment*, 81(1-3), 163 - 174.

- Llanso, R. J., Scott, L. C., Dauer, D. M., Hyland, J. L., & Russell, D. E. (2002). An Estuarine Benthic Index of Biotic Integrity for the Mid-Atlantic Region of the United States. I. Classification of Assemblages and Habitat Definition. *Estuaries*, 25(6), 1219-1230.
- Llanso, R. J., Scott, L. C., Hyland, J. L., Dauer, D. M., Russell, D. E., & Kutzd, F. W. (2002). An Estuarine Benthic Index of Biotic Integrity for the Mid-Atlantic Region of the United States. II. Index Development. *Estuaries*, 25(6), 1231-1242.
- Long, E. R., & Chapman, P. M. (1985). A Sediment Quality triad : Measures of Sediment Contamination, Toxicity and Infaunal Community Composition in Puget Sound. *Marine Pollution Bulletin*, 16(10), 405-415.
- Long, E. R., Macdonald, D. D., Smith, S. L., & Calder, F. D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19, 81-97.
- McManus, J. W., & Pauly, D. (1990). Measuring ecological stress : variations on a theme by R.M. Warwick. *Marine Biology*, 106, 305-308.
- Muniz, P. (2003). *Comunidades macrobentônicas como indicadores da qualidade ambiental de ecossistemas costeiros rasos : estudo de caso - Enseada de Ubatuba (SP, Brasil)*. Unpublished PhD thesis, Universidade de Sao Paulo, Sao Paulo.
- Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A. M. S., Tommasi, L. R., & Borja, Á. (2005). Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin*, 50(6), 624-637.
- Muxika, I., Borja, A., & Bonne, W. (2005). The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*, 5(1), 19-31.
- O'Connor. (2004). The Sediment Quality Guideline, ERL, is not a chemical concentration at the threshold of sediment toxicity. *Marine Pollution Bulletin*, 49(5-6), 383-385.
- Olsgard, F., Somerfield, P. J., & Carr, M. R. (1997). Relationships between taxonomic resolution and data transformations in analyses of a macrobenthic community along an established pollution gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 149(1-3), 173-181.
- Orfanidis, S., Panayotidis, P., & Stamatis, N. (2001). Ecological evaluation of transitional and coastal waters : a marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science*, 2(2), 45-65.
- Paul, J. F., Scott, K. J., Campbell, D. E., Gentile, J. H., Strobel, C. S., Valente, R. M., Weisberg, S. B., Holland, A. F., & Ranasinghe, J. A. (2001). Developing and applying a benthic index of estuarine condition for the Virginian biogeographic province. *Ecological Indicators*, 1, 83-99.
- Pearson, T. H., & Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanographic Marine Biology Annual Review*, 16, 230-306.
- Peet, R. K. (1974). The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 285-307.
- Pielou, E. C. (1969). *An introduction to Mathematical Ecology* (Witley-Interscience ed.). New York: Witley-Interscience.
- Rosenberg, R., Blomqvist, M., Nilsson, H. C., Cederwall, H., & Dimming, A. (2004). Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 49(9-10), 728-739.

- Routledge, R. D. (1979). Diversity indices: Which ones are admissible? *Journal of Theoretical Biology*, 76(4), 503-515.
- Rygg, B. (2002). *Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway* (Report N° 40114). Oslo: Norwegian Institute for Water Research.
- Satsmadjis, J. (1982). Analysis of benthic data and the measurement of pollution. *Revue Internationale d'Océanographie Médicale*, 66-67, 103-107.
- Simboura, N., & Zenetos, A. (2002). Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. *Mediterranean Marine Science*, 3(2), 77-111.
- Smith, R., Ranasinghe, A., Weisberg, S., Montagne, D., Cadien, D., Mikel, T., Velarde, R., & Dalkey, A. (2003). *Extending the Southern California Benthic Response Index to Assess Benthic Condition in Bays* (Technical report 410). Westminster, CA: Southern California Coastal Water Research Project.
- Smith, R. W., Bergen, M., Weisberg, S. B., Cadien, D., Dalkey, A., Montagne, D., Stull, J. K., & Velarde, R. G. (2001). Benthic Response Index for Assessing Infaunal Communities on the Mainland Shelf of Southern California. *Ecological Applications*, 11, 1073-1087.
- Somerfield, P. J., Rees, H. L., & Warwick, R. M. (1995). Interrelationships in community structure between shallow-water marine meiofauna and macrofauna in relation to dredgings disposal. *Marine Ecology Progress Series*, 127, 103-112.
- Van Dolah, R. F., Hyland, J. L., Holland, A. F., Rosen, J. S., & Snoots, T. R. (1999). A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA. *Marine Environmental Research*, 48, 269-283.
- Viaroli, P., Bartoli, M., Giordani, G., Magni, P., & Welsh, D. T. (2004). Biogeochemical indicators as tools for assessing sediment quality/vulnerability in transitional aquatic ecosystems. *Aquatic Conservation : Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(S1), S19-S29.
- Warwick, R. M. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92, 557-562.
- Warwick, R. M. (1988). Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series*, 46, 167-170.
- Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (1993). Comparing the severity of disturbance : a meta-analysis of marine macrobenthic community data. *Marine Ecology Progress Series*, 92, 221-231.
- Warwick, R. M., & Clarke, K. R. (1995). New "biodiversity" measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series*, 129, 301-305.
- Weisberg, S. B., & Ranasinghe, J. A. (1997). An estuarine benthic index of biotic integrity (B-BY) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20, 149-158.
- Word, J. Q. (1978). *The infaunal trophic index*. Coastal Water Research Project Annual Report. El Segundo, CA.: Southern California Coastal Water Research Project.