



**Programme des  
Nations Unies  
pour l'environnement**



UNEP(DEC)/MED WG.231/18  
17 avril 2003

FRANCAIS  
Original : ANGLAIS



**PLAN D'ACTION POUR LA MEDITERRANÉE**

Réunion des Coordonnateurs nationaux pour le MED POL

Sangemini, Italie, 27 - 30 mai 2003

**PROGRAMME D' ACTIONS STRATEGIQUES**

**LIGNES DIRECTRICES**

**ÉLABORATION D'INDICATEURS DE L'ÉTAT ÉCOLOGIQUE ET DE RÉDUCTION DU STRESS  
POUR LA REGION MEDITERRANEENNE**

En coopération avec



**GEF**

## TABLE DES MATIÈRES

	Pages
1. INTRODUCTION.....	1
2. BUTS DU RAPPORT.....	2
3. ÉTAT DE LA BIODIVERSITÉ EN MÉDITERRANÉE.....	2
Diversité des espèces.....	2
Écosystèmes/Communautés.....	4
Pélagiques.....	4
Benthiques.....	4
4. MODIFICATIONS DES ÉCOSYSTÈMES DUES AUX IMPACTS D'ORIGINE ANTHROPIQUE .....	6
Contamination microbienne.....	6
Pollution industrielle.....	6
Pollution par les hydrocarbures.....	7
Pêche et mariculture.....	7
Invasions biologiques.....	7
5. CADRES ACTUELS D'ÉLABORATION D'INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX.....	8
Sélection d'indicateurs finaux et de leurs points de référence.....	9
6. PROGRÈS ACCOMPLIS DANS L'ÉLABORATION D'INDICATEURS BIOLOGIQUES DE QUALITÉ ÉCOLOGIQUE POUR LES EAUX MARINES ET CÔTIÈRES.....	10
7. INDICATEURS BASÉS SUR LES ÉLÉMENTS BIOLOGIQUES : DU GÈNE À L'ÉCOSYSTÈME.....	13
Au niveau génique.....	14
Au niveau des organismes.....	15
1. Protéines et enzymes.....	16
2. Autres biomarqueurs protéiniques et enzymatiques potentiels.....	18
3. Biomarqueurs immunologiques.....	19
4. Marqueurs histologiques.....	20
Au niveau des populations.....	21
Au niveau des communautés.....	23
Au niveau des habitats.....	26
Liste d'indicateurs.....	27
8. DESCRIPTION D'INDICATEURS PROPOSÉS.....	28
Populations d'espèces-clés, notamment d'espèces protégées.....	28
Législation concernant des espèces marines rares, en danger ou menacées.....	29

Nombre d'espèces benthiques.....	30
Nombre d'espèces exogènes.....	33
Apparition d'espèces nuisibles (proliférations d'algues toxiques).....	34
Indice de dominance.....	35
Présence et abondance de macrophytobenthos marin (macrophytes).....	36
Présence de taxons/espèces sensibles.....	37
Abondance de taxons/espèces benthiques opportunistes.....	39
Diversité de la communauté (H).....	40
Indice biotique.....	42
Indice d'équitabilité de Pielou.....	44
Comparaison des courbes de dominance.....	44
Distribution log-normale.....	45
Abondance géométrique/distribution des classes de taille.....	46
Le rapport entre certaines espèces de stratégie «r» et «K».....	46
Indice trophique endofaunal (ITE).....	47
Modifications de la répartition des types d'habitat.....	47
<b>9. INDICATEURS SELON LES ACTIVITÉS HUMAINES EN MÉDITERRANÉE.....</b>	<b>49</b>
Opérations d'immersion.....	49
Déchets industriels.....	51
Déversements d'hydrocarbures et HAP.....	53
Trafic maritime: substances antisalissures (organostanniques: TBT).....	54
Pêche.....	55
Mariculture.....	57
Invasions biologiques par le biais du trafic maritime et avec la mariculture.....	58
<b>10. ÉVALUATION DE LA QUALITÉ ÉCOLOGIQUE EN MÉDITERRANÉE AU MOYEN D'INDICATEURS BIOLOGIQUES.....</b>	<b>58</b>
Ressources humaines.....	58
Au niveau des organismes: biomarqueurs utilisés en mer Méditerranée.....	60
Au niveau des communautés: études de cas.....	62

Indice de diversité des communautés de Shannon-Wiener (H).....	62
Étude de cas: accident de déversement d'hydrocarbures.....	63
Étude de cas: opération d'immersion.....	64
Étude de cas : nombre de mollusques exogènes.....	64
<b>11. CONCLUSIONS.....</b>	<b>65</b>
<b>12. LES PROCHAINES ÉTAPES.....</b>	<b>66</b>
<b>13. DÉFINITIONS.....</b>	<b>67</b>
<b>14. ACRONYMES ET SITES WEB.....</b>	<b>67</b>
<b>15. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>68</b>

## 1. INTRODUCTION

L'importance des indicateurs pour la prise de décision a été reconnue à la Conférence de Rio, et le chapitre 40 de l'Agenda 21 fait référence aux indicateurs de développement durable (IDD). Les travaux sur les indicateurs se sont souvent restreints à traiter des indicateurs environnementaux ou des indicateurs d'intégration sectorielle. Au niveau européen, l'utilisation des indicateurs est aujourd'hui reconnue comme l'une des techniques les plus efficaces pour la recherche écologique appliquée aux eaux de surface et aux eaux côtières (directive 2000/60/CE sur la qualité écologique de l'eau). La directive en question fixe un cadre à l'action communautaire dans le domaine de la politique de l'eau, il s'agit en d'autres termes de la directive cadre sur l'eau. La Communauté et les États membres sont parties à divers accords internationaux comportant d'importantes obligations sur la protection des eaux marines contre la pollution.

L'Agence européenne de l'environnement (AEE) a créé un Groupe de travail du Forum interrégional chargé de définir les besoins en informations pour un tronc commun d'indicateurs. Établir l'état écologique et des indicateurs est un objectif à long terme pour le CTE/EC (Centre thématique européen sur les eaux continentales – AEE), qui sera développé au fil du temps avec la mise en œuvre progressive par les États membres de l'UE de la directive cadre sur l'eau en tenant compte des différences respectives dans le niveau des échelles et des systèmes nationaux de surveillance/évaluation. Lors d'un atelier conjoint AEE-Conventions marines sur les indicateurs au Centre de recherches conjointes de l'UE à Ispra, les 14 et 15 juin 2001, en vue d'optimiser les données disponibles par les États membres et les Conventions marines pour la production d'indicateurs, il a été proposé aux Conventions marines d'adopter autant que possible des procédures communes dans leurs évaluations d'indicateurs régionaux ainsi que de mener des activités de renforcement des capacités pour l'harmonisation de la collecte/gestion des informations/données.

Plusieurs organisations internationales réalisent des activités pour élaborer des cadres et ensembles d'indicateurs aux fins des rapports sur le développement durable. Les ensembles d'indicateurs mis au point sont destinés soit aux propres rapports de l'organisation internationale concernée soit sont conçus comme des ensembles d'indicateurs généraux pour faciliter l'établissement de rapports nationaux. Les indicateurs environnementaux en sont à un stade encore préliminaire en Méditerranée, où, sur un jeu de 130 indicateurs (Plan Bleu, 2000), seuls 3 ayant trait au thème "Activités économiques et durabilité" et ceux relatifs à la pêche sont élaborés.

Les impacts des activités humaines sur la diversité biologique, du niveau génique à celui de l'écosystème, sont plus manifestes dans les zones côtières. Les activités qui sont connues pour porter significativement atteinte à la biodiversité de l'écosystème comprennent le trafic maritime (déversements d'hydrocarbures, introduction d'espèces exogènes), les activités industrielles (effluents chimiques), les opérations de dragage et d'immersion, la pêche et la mariculture, les invasions biologiques, le tourisme, etc. Il n'est pas tenu compte ici des effets de l'eutrophisation.

Le présent travail repose sur les publications aisément accessibles. En plus d'un dépouillement des communications, des informations utiles ont été extraites de projets similaires qui sont menés au niveau national ou régional. En particulier, des informations ont été recueillies des documents suivants: le rapport suédois sur les critères de qualité du milieu pour les côtes et les mers (Anonyme, 2000); le projet «Objectifs pour l'écosystème de la mer du Nord» (Bisseling *et al.*, 2001) aux Pays-Bas; l'«État de l'environnement en Australie – Rapport sur les indicateurs environnementaux» (Ward *et al.*, 1998); le Rapport sur les objectifs de qualité écologique pour les communautés benthiques de la mer du Nord (De Boer *et al.*, 2001); et les rapports d'action concertée BIOMARE. Par ailleurs, des données

d'expérience ont été tirées des travaux de l'AEE, et notamment d'une série d'ateliers consacrés à l'élaboration d'indicateurs environnementaux.

Le présent rapport représente une contribution scientifique à l'élaboration d'objectifs de qualité écologique pour la mer Méditerranée, et il jette des bases importantes à un examen plus approfondi et à des avancées dans ce domaine.

## **2. BUTS DU RAPPORT**

L'on s'emploie dans le présent rapport à examiner l'état de développement des indicateurs biologiques et de présenter des lignes directrices régionales pour l'élaboration d'indicateurs d'état écologique et de réduction du stress. Les objectifs comprennent concrètement:

- la présentation d'un jeu d'indicateurs biologiques/écologiques (tronc commun d'indicateurs et indicateurs complémentaires) pour les rapports sur la qualité écologique des zones côtières, au niveau national et au niveau de la Convention régionale (PAM-PNUE) d'une manière compatible;
- une couverture suffisante de toutes les grandes questions de la biodiversité par la liste proposée (tronc commun et indicateurs complémentaires);
- un examen détaillé de chaque indicateur pour s'assurer qu'il est rigoureusement défini, en précisant également les avantages et les inconvénients de son utilisation;
- L'identification des sources de données pertinentes pour chaque indicateur, si elles sont disponibles;
- La citation d'exemples d'application des indicateurs proposés pour définir l'état écologique des zones méditerranéennes.

## **3. ÉTAT DE LA BIODIVERSITÉ EN MÉDITERRANÉE**

### *Diversité des espèces*

La diversité biologique, ou biodiversité, est un "faisceau de concepts" qui couvrent de nombreux aspects intimement liés, depuis la génétique et la biologie moléculaire jusqu'à la structure des communautés et à l'hétérogénéité des habitats. Cependant, la signification la plus fondamentale de la biodiversité réside dans le concept de richesse en espèces (May, 1995), à savoir le nombre d'espèces se trouvant en un site, une région ou un écosystème.

La faune et la flore méditerranéennes ont évolué depuis des millions d'années en une combinaison exceptionnelle d'éléments tempérés et subtropicaux, avec une proportion importante (28 %) d'espèces endémiques (Fredj *et al.*, 1992). La variété actuelle des situations climatiques et hydrologiques et des biotopes spécifiques à la Méditerranée, due en partie à l'histoire géologique de la région, explique une grande diversité des espèces qui a peu d'équivalents dans le monde (à l'exception des récifs de corail). 10 000 à 12 000 espèces marines ont été recensées (dont environ 8 500 espèces de faune et de flore macroscopiques).

Différents auteurs se sont employés à estimer le nombre total de biotes marins vivant en Méditerranée. La banque de données "MEDIFAUNE" (Fredj *et al.*, 1992) a été centrée sur les invertébrés benthiques mais demanderait à être actualisée. La répartition géographique des espèces ne figure pas dans la compilation actuelle du REEM (Registre européen des espèces marines) [voir la référence du site web]. De plus, comme le REEM couvre toutes les mers européennes mais non les mers africaines ou asiatiques, il ne comporte pas un

inventaire complet des espèces en Méditerranée et l'on en sait moins sur le bassin oriental, une lacune relevée par DIVERSITAS [Warwick *et al.*, 1996].

Les espèces marines sont en partie inventoriées en France, en Italie, en Grèce et en Espagne. Des progrès ont été faits sur quelques groupes taxinomiques à l'échelle de la Méditerranée, parmi lesquels figurent les hydrozoaires (Boero *et al.*, 1997), les amphipodes (Ruffo, 1998), les sipunculien (Pancucci *et al.*, 1999) et les mollusques (Sabelli *et al.*, 1990-92; site web de référence CLEMAM).

Cependant, il existe encore d'importants groupes marins, tels que les diatomées, dont la diversité a été sous-estimée en raison de croyances fausses selon lesquelles «presque toutes les espèces sont connues et la biodiversité globale des diatomées est restreinte», et que «les diatomées sont cosmopolites». Vyverman *et al.* (2001) ont mis en évidence le potentiel des diatomées dans les études appliquées et les stratégies de conservation. Les diatomées représentent 20 à 25% de la production primaire mondiale, elles se prêtent parfaitement à l'évaluation de la biodiversité et du patrimoine naturel et elles sont aussi des indicateurs sensibles pour la reconstruction des paléoclimats et paléoenvironnements.

Le tableau 1 est une compilation de diverses sources qui ont été actualisées au moyen d'informations provenant de l'AEE (projet) sur les invertébrés marins. Cette riche biodiversité représente 8 à 9 % du nombre total d'espèces des mers et océans du monde. Les chiffres ne cessent d'évoluer en raison de l'inventaire continu de nouvelles espèces, notamment dans des couches d'eau ou des zones géographiques demeurées jusqu'ici inexplorées.

**Tableau 1: Nombre d'espèces au sein des grands taxons animaux en Méditerranée (sources: AEE, projet; Bianchi et Morri, 2000; Ruffo, 1998; Boero *et al.*, 1997; Stefanidou, 1996).**

Groupe d'espèces	Nombre d'espèces	Groupe d'espèces	Nombre d'espèces
Éponges (Spongiaires)	622		
Méduses (Hydrozoaires)	379		
Anémones de mer, coraux, autres cnidaires	100	<b>Groupes peu connus</b>	
Bonnellie et autres bryozoaires	~ 500	Echiuriens	6
Vers à segments (Annelides)	1000	Priapulien	3
Escargots, bivalves, seiches et pieuvres (Mollusques)	2000	Sipunculien	33
Etoiles de mer et oursins (Echinodermes)	154	Brachiopodes	15
Amphipodes	451	Pogonophores	1
Décapodes	340	Phoronidiens	4
Isopodes	165	Hemichordés	5
Anisopodes	43	Tuniciens	244
Cumacées	91		

## *Ecosystèmes/Communautés*

### *Pélagiques*

On observe en mer Méditerranée une tendance générale à une oligotrophie croissante dans la partie la plus orientale (mer du Levant), exprimée en abondance et biomasse de phytoplancton et zooplancton ainsi que de production primaire. Des travaux récents ont montré que les taux de production primaires sont en moyenne trois fois plus faibles dans le bassin oriental que dans le bassin nord-ouest (Turley, 1999). Les taux de production primaire intégrés sur la zone euphotique (profondeur maximale 120m) étaient faibles et d'environ 40, 78 et 155 mg C/m<sup>2</sup> par jour dans les bassins oriental, central et occidental, respectivement, de la Méditerranée (Gotsis-Skrettas, données non publiées). L'abondance du zooplancton dans la couche supérieure 0 – 100 m variait, en juin 1989, entre 93 ind/m<sup>3</sup> au sud de Chypre et 898 ind/m<sup>3</sup> dans la mer des Baléares (Siokou, données non publiées). Par contre, les mers Adriatique et Égée occupent une position distincte en Méditerranée en raison de leur topographie et de leur hydrologie (influence fluviale marquée en mer Adriatique Nord, influence des eaux de la mer Noire en mer Égée du Sud-Est). Ces caractéristiques se reflètent dans les communautés planctoniques tant au plan quantitatif (valeurs plus élevées dans les parties nord, jusqu'à 3000 ind/m<sup>3</sup> dans la couche 0-50m - par comparaison avec les parties sud qui communiquent avec l'ensemble du bassin méditerranéen) et au plan qualitatif (forte composante néritique et présence d'une espèce relique boréale - le copépode *Pseudocalanus elongatus* - dans les parties nord).

Environ 470 espèces zooplanctoniques ont été recensées dans les eaux côtières et du large de la Méditerranée. Bien qu'il paraisse se produire, dans l'ensemble, une diminution du nombre d'espèces (pour les copépodes) d'ouest en est, celle-ci pourrait être due au fait que les échantillonnages ne sont guère pratiqués dans le bassin oriental. Contrairement à l'Atlantique, les eaux profondes de la Méditerranée se caractérisent par l'absence de véritables espèces d'eaux profondes (bathypélagiques). Au lieu de cela, ces eaux sont occupées par des espèces des couches intermédiaires (200-500 m), la faune dite "mésopélagique".

**Tableau 2: Résumé des rapports de productivité entre bassin occidental et bassin oriental de la Méditerranée. Source: Turley, 1999.**

	Rapport Ouest/Est
Production primaire	3,3/1
Production bactérienne	1,8/1
Production de poisson	2,7/1

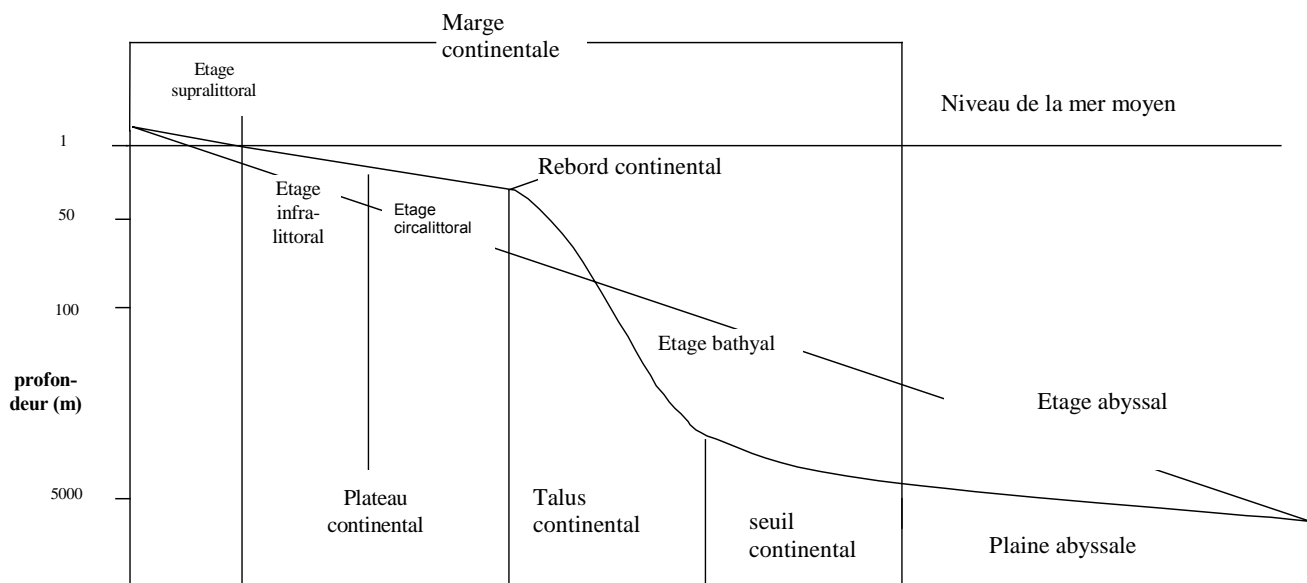
### *Benthiques*

Une description de la grande variété des écosystèmes en Méditerranée a été fournie par Peres et Picard (1958); elle a depuis été remaniée par Augier (1982) et Bellan-Santini *et al.* (1994). Le schéma de classification de base, fondé sur la profondeur, le type de sédiment, l'hydrodynamique, la transmission de la lumière et la répartition des végétaux (figure 1), a été largement adopté par les scientifiques méditerranéens.

Les principaux types d'habitat naturel d'intérêt pour les communautés en Méditerranée et dont la conservation nécessite la désignation d'aires spécialement protégées comprennent: la haute mer et les zones intertidales (7 types-voir tableau 3); les falaises et plages de galets (3 types); les marais salants continentaux et prés salés (3 types); les steppes intérieures de sel et de gypse (2 types); les dunes marines (7 types). Parmi les habitats les plus sensibles de la Méditerranée (CAR/ASP - PNUE, 1997), il convient de mentionner, pour l'étage



médiolittoral, les communautés *Cystoseira* - indice d'hydrodynamisme à l'étage littoral supérieur I, les herbiers à *Posidonia oceanica* à l'étage infralittoral, ainsi que *Lithophylum lichenoides* (sensible aux hydrocarbures) et les communautés coralligènes (érosion due à l'arrachage délibéré), *Corallium rubrum*: réduction de la transparence de l'eau due à la pollution, turbidité.



**Figure 1: Présentation schématique des zones benthiques écologiques, telle que proposée Perés et Picard, 1964.**

Tableau 3: Principaux types d'habitat marin dans les zones méditerranéennes protégées aux termes de la directive «habitats» de l'UE. Source: (<http://www.europa.eu.int/comm/environment/nature/hab-en.htm>)

- Replats sableux qui sont légèrement recouverts par de l'eau de mer en permanence
- Herbiers à Posidonies
- Estuaires
- Replats boueux et sableux non recouverts par l'eau de mer à marée basse
- Lagunes côtières
- Grandes criques ou baies peu profondes
- Récifs

Par comparaison avec l'Atlantique, les communautés marines de Méditerranée comprennent davantage d'espèces aux individus généralement plus petits («nanisme méditerranéen») ayant une durée de vie plus courte (Bellan-Santini *et al.*, 1994).

#### Oiseaux

Les pertes de zones humides et les dégradations d'habitats sont reconnues comme des menaces sérieuses pour neuf des 33 espèces d'oiseaux aquatiques en âge de reproduction vivant en colonies rencontrées le long du littoral méditerranéen (Erwin, 1996).

### Mammifères

Sur les 22 espèces de grands cétacés relevées, seules 10 ont été vues occasionnellement et ne sont probablement pas de vrais résidents de la Méditerranée. Les 12 autres espèces s'y rencontrent régulièrement, 8 étant communes et 4 beaucoup moins fréquentes (Beaubrun, 1994). Dix-neuf de ces cétacés (phoques inclus) figurent à l'annexe II (Liste des espèces marines en danger ou menacées en Méditerranée) du Protocole de Barcelone relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique.

## 4. MODIFICATIONS DES ÉCOSYSTÈMES DUES AUX IMPACTS D'ORIGINE ANTHROPIQUE

Les activités humaines qui peuvent causer directement une perte et une dégradation de la biodiversité comprennent une fragmentation et une perte d'habitats naturels, la surexploitation de certaines espèces, l'invasion biologique, la pollution, la contamination microbienne. Les menaces indirectes sont: le développement des bassins fluviaux et du littoral, l'accroissement de la population humaine, les perturbations liées aux activités récréatives ou industrielles, l'exploitation des peuplements sauvages, la non reconnaissance ou la sous-estimation de la diversité marine et des ressources naturelles en termes économiques, l'insuffisance des systèmes juridiques et des institutions, l'absence de connaissances scientifiques pertinentes et/ou la mauvaise transmission de l'information (BIOMARE, workpackage 2, octobre 2001). Les causes les plus souvent citées de dégradation de la biodiversité locale sont l'«eutrophisation» et l'«enrichissement en matières organiques (MO)». Les polluants chimiques peuvent également réduire l'immunocompétence et accroître les infestations parasitaires.

En Méditerranée, les principaux stressors que l'on a mis en évidence (AEE, 1999) et qui occasionnent des altérations de la biodiversité et, partant, une dégradation de la qualité des écosystèmes, sont les suivants:

1. l'eutrophisation résultant de l'agriculture, du développement urbain et touristique
2. la pollution industrielle et par les hydrocarbures
3. la pêche, l'exploitation des ressources biologiques et la mariculture.
4. les invasions biologiques par suite du trafic maritime et de l'aquaculture.

### *Contamination microbienne*

L'eutrophisation résultant de l'agriculture, du développement urbain et touristique a entraîné une sérieuse dégradation de toutes les composantes biologiques de l'écosystème marin, et notamment une contamination microbienne. La contamination microbienne est avant tout liée aux rejets d'eaux usées urbaines et elle représente un risque potentiel pour l'homme. Elle peut également se produire à la faveur de la consommation de poisson contaminé. La situation n'a été qu'en partie atténuée par la construction de stations d'épuration urbaines le long du littoral des pays méditerranéens. La demande touristique d'une qualité satisfaisante des eaux de baignade a aussi incité d'autres pays à prêter une attention croissante à ce problème. Néanmoins, environ 90 % des eaux usées municipales ne font toujours pas l'objet d'un traitement (AEE, 1999).

### *Pollution industrielle*

L'impact de la pollution chimique/industrielle, tout comme celui de l'eutrophisation, sur la diversité biologique, sont parmi les mieux étudiés à toutes les échelles (spatiales, temporelles). Les impacts de ces stressors (complexe de stressors) sont semblables et ne sont donc pas faciles à distinguer à la plupart des niveaux, à l'exception du niveau des

organismes (effets biologiques). Un bon exemple de ce complexe de stressseurs est l'altération de la qualité écologique des herbiers de *Posidonia oceanica*. La Posidonie est une espèce d'herbe marine endémique à la Méditerranée, d'une grande importance pour la biodiversité marine en raison du nombre élevé d'espèces trouvant une nourriture et un abri dans ses herbiers. Ces derniers présentent des signes alarmants de dégradation, notamment sur la rive Nord de la Méditerranée. En mer Ligurienne, près de 30% de leur superficie originelle a disparu au cours des années 60 marquées par un essor urbain et industriel rapide du littoral ligure (Peirano et Bianchi, 1997). Un autre cas est celui du corail rouge *Corallium rubrum* qui est fortement exploité. Cependant, sa dégradation est aussi attribuée à la réduction de la transparence de l'eau due à la pollution et à la turbidité.

#### *Pollution par les hydrocarbures*

À la suite du déversement d'un contaminant survenu à Valence, au début juillet 1990, des centaines de dauphins morts se sont échoués sur les côtes de l'Espagne, de la France et de l'Italie, ainsi que sur celles de l'Afrique du Nord. Au cours de l'été 1991, plusieurs centaines de dauphins morts ou mourants se sont échoués sur les plages de l'Italie du Sud et de la Grèce. Bien que des agents pathogènes aient été manifestement à l'origine de certaines de ces mortalités et que des épidémies aient notoirement sévi parmi des populations de mammifères marins vivant à l'état sauvage, les effets immunosuppresseurs des contaminants pourraient avoir contribué à la gravité de ces phénomènes en facilitant peut-être la propagation de l'infection. Ce fait, s'ajoutant aux effets chroniques des organochlorés, ont pu, chez certains individus, gêner, voire empêcher, la guérison de l'affection.

#### *Pêche et mariculture*

L'augmentation du nombre des exploitations piscicoles (facteur de stress biologique et chimique) modifie la biodiversité marine locale dans le sud de la mer Méditerranée.

La pêche a enregistré un essor de 12 % au cours des dix dernières années, avec une forte exploitation des stocks vivant dans les fonds (poissons démersaux) et des gros poissons pélagiques (thons et espadons). La surexploitation a entraîné un grave déclin du corail rouge (*Corallium rubrum*), de la datte de mer (*Lithophaga lithophaga*) et de nombreux autres invertébrés.

#### *Invasions biologiques*

La pollution biologique représentée par des espèces exogènes (également appelées allogènes ou invasives) pose de plus en plus de problèmes en raison des effets imprévus et nocifs que ces espèces peuvent avoir sur l'environnement, la faune indigène, l'économie et la santé humaine.

La Méditerranée, ouverte aux biotes de l'Atlantique, de la mer Noire et de la mer Rouge, est sujette aux invasions, en particulier dans son bassin oriental. Le plus ancien vecteur d'introduction est le transport d'organismes salissants ("fouling"), sessiles et adhérents sur les coques des navires. De nombreux membres cosmopolites de la communauté des salissures sont très vraisemblablement les responsables des introductions plus anciennes en Méditerranée, alors que des cas récents sont également attribués à l'apport de nouveaux organismes par les eaux de ballast. Le transport et la transplantation d'huîtres exogènes d'importance commerciale se sont accompagnés de nombreuses introductions involontaires d'agents pathogènes, parasites et espèces nuisibles. Cependant, le plus grand afflux d'espèces invasives a résulté, en 1869, de l'ouverture du canal de Suez qui a permis l'entrée en Méditerranée de biotes des océans Indien et Pacifique et de la mer Rouge, ces espèces immigrantes étant appelées «lessepsiennes» (Por, 1978). Déjà, certaines espèces invasives

provenant de la mer Rouge se sont propagées très à l'ouest, atteignant Malte et la Sicile; si le réchauffement global doit modifier la température des eaux de la Méditerranée, des espèces invasives tropicales pourraient nettement l'emporter sur la faune indigène.

## 5. CADRES ACTUELS D'ÉLABORATION D'INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX

Il existe de nombreux cadres au sein desquels des indicateurs et indicateurs potentiels pourraient être élaborés et utilisés. Au plan mondial, plusieurs cadres tels que le cadre «Pression-État-Réponse» (PER) et le cadre «Développement durable» (DD) ont été proposés pour la conception et l'organisation d'indicateurs. La FAO<sup>1</sup> a esquissé les grandes lignes du processus à suivre pour établir (concevoir, sélectionner, élaborer, appliquer, tester) un système de référence pour le développement durable («Sustainable Development Reference System», ou SDRS) au niveau national ou régional (FAO, 1999).

Les travaux de l'OCDE<sup>2</sup> sur les indicateurs environnementaux sont menés en étroite coopération avec les pays membres de cette organisation. Ils ont abouti à:

- un accord entre les pays membres pour utiliser le modèle (PSR) comme cadre commun;
- l'identification et la définition d'un tronc commun d'indicateurs environnementaux, complété par des jeux d'indicateurs sectoriels sur la base de leur pertinence politique, de leur solidité analytique et de leur mesurabilité;
- des mesures et publications de ces indicateurs à l'intention des pays membres.

Pour évaluer les principaux enjeux et problèmes concernant les eaux marines et côtières en Europe, le Groupe de travail du Forum interrégional sur les indicateurs a défini les besoins en informations, en suivant le cadre général d'évaluation conceptuelle de l'AEE, connu comme «approche DPSIR» (Driving Forces - Pressures- State - Impacts- Responses, « Forces directrices, Pressions, État, Impacts, Réponses) – voir figure 2.

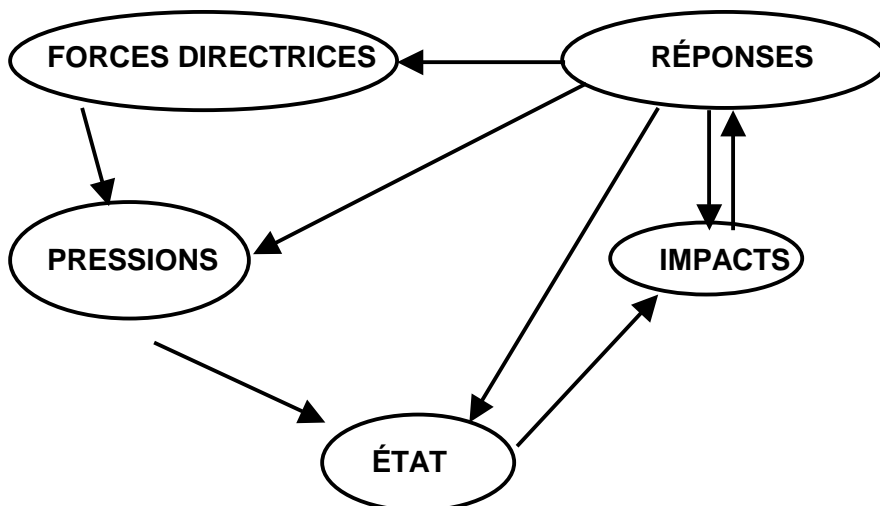


Figure 2. Le cadre DPSIR pour les rapports sur les questions environnementales. Source: AEE, 1999b.

<sup>1</sup> FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture)

<sup>2</sup> OCDE: Organisation de coopération et de développement économiques

Les **forces directrices** décrivent les développements survenant dans les activités humaines et les secteurs économiques qui jouent un rôle essentiel en suscitant des modifications environnementales. Les **pressions** décrivent les stress directement exercés sur l'environnement tels que les rejets dans l'eau, l'apport total de substances dans la zone côtière. L'**état** décrit les variables environnementales (biologiques en l'occurrence) qui caractérisent les conditions des eaux marines et des zones côtières. Les **impacts** décrivent les modifications des écosystèmes. Du fait de la résilience de l'écosystème, les modifications des pressions environnementales ne se traduisent pas toujours par des modifications au sein de l'écosystème. En outre, les modifications de l'état de l'environnement sont si progressives que les modifications du système sont difficiles à identifier et qu'il se produit souvent un décalage avant qu'elles ne deviennent visibles. Les **réponses** politiques peuvent être définies comme spécifiques en termes de mesures touchant les forces directrices, les pressions, l'état et les impacts, ou comme plus générales telle que l'adoption de la gestion intégrée des zones côtières ou de l'approche par écosystème dans les pêches.

### La directive cadre de l'UE sur l'eau

Une approche combinée de la protection de l'eau au niveau de l'UE est prévue avec la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau. Les eaux de surface, les eaux souterraines et les zones de protection sont les principaux objectifs environnementaux de la directive; l'état écologique de ces secteurs découle de la définition d'"écotypes" pour les éléments de l'eau, de 5 classes de qualité écologique et de conditions de référence.

### Encadré 1. La directive cadre sur l'eau (source: directive 2000/60/CE)

La présente directive a pour objet d'établir un cadre pour la protection des eaux intérieures de surface, des eaux de transition, des eaux côtières et des eaux souterraines, qui:

- a) *prévienne toute dégradation supplémentaire, préserve et améliore l'état des écosystèmes aquatiques ainsi que, en ce qui concerne leurs besoins en eau, des écosystèmes terrestres et des zones humides qui en dépendent directement;*
- b) *vise à renforcer la protection de l'environnement aquatique ainsi qu'à l'améliorer, notamment par des mesures spécifiques connues pour réduire progressivement les rejets, émissions et pertes de substances prioritaires et l'arrêt ou la suppression progressive des rejets, émissions et pertes de substances dangereuses prioritaires;*

.....  
et de contribuer en cela:

- .....
- *à protéger les eaux territoriales et marines;*
- *à réaliser les objectifs des accords internationaux pertinents, y compris ceux qui visent à prévenir et à éliminer la pollution de l'environnement marin par une action communautaire au titre de l'article 16, paragraphe 3, à arrêter ou supprimer progressivement les rejets, émissions et pertes de substances dangereuses prioritaires dans le but ultime d'obtenir dans l'environnement marin des concentrations qui soient proches des niveaux de fond pour les substances présentes naturellement et proches de zéro pour les substances synthétiques produites par l'homme.*

### Sélection d'indicateurs finaux et de leurs points de référence

Les indicateurs sont des outils d'une importance particulière au regard de l'obligation de rendre compte et de la transparence, ce qui implique qu'ils soient d'un nombre restreint et qu'ils soient pertinents, adaptés, simples et en rapport avec la politique définie.

Lorsqu'on a sélectionné le cadre approprié et déterminé les dimensions, critères, objectifs, indicateurs possibles et points de référence, il se peut qu'il y ait encore un grand nombre d'indicateurs qui seraient susceptibles d'être utilisés. Une fois les indicateurs sélectionnés et agréés, le recours à des méthodes et spécifications normalisées pour les indicateurs et les points de référence aidera à asseoir une base technique solide au cadre recherché. Ces

méthodes et spécifications permettront aussi de veiller à ce que les comparaisons au sein et entre des écosystèmes similaires soient concordantes au fil du temps. Elles devront être bien documentées et leurs applications largement comprises, et l'utilisation d'une fiche méthodologique est recommandée. Les fiches méthodologiques devraient, autant que possible, définir les besoins en données, la méthode d'analyse et la fréquence à laquelle il convient d'actualiser l'indicateur.

Les indicateurs sont généralement élaborés à partir de données qui sont déjà disponibles, par exemple des bases de données institutionnelles et des relevés industriels. Il se peut toutefois qu'il y ait des domaines où les critères et les objectifs ont été établis mais sans que l'on dispose de données fiables pour calculer les indicateurs et évaluer les progrès accomplis au regard des objectifs. Si de telles lacunes existent, un effort doit être consenti pour collecter des données sur un nombre minimum d'indicateurs qui serviront alors à évaluer l'état écologique d'une zone donnée.

## 6. PROGRÈS ACCOMPLIS DANS L'ÉLABORATION D'INDICATEURS BIOLOGIQUES DE QUALITÉ ÉCOLOGIQUE POUR LES EAUX MARINES ET CÔTIÈRES

De nombreux pays mettent actuellement au point, au niveau national, des indicateurs environnementaux, et en particulier des indicateurs de qualité écologique, au titre de leurs obligations internationales telles que celles concernant les bilans prescrits par l'Agenda 21 ou l'OCDE. Cependant, la plupart des pays s'attachent avant tout aux paramètres chimiques. Certains considèrent les concentrations de chlorophylle comme un indicateur utile. Il apparaît que les indicateurs biologiques devront être davantage privilégiés à l'avenir. En Australie, parmi 61 indicateurs environnementaux recommandés pour rendre compte de l'état de l'environnement (Ward *et al*, 1998), 3 ont trait à des espèces citées, 9 à l'étendue des habitats et 17 à la qualité des habitats (tableau 4).

Tableau 4.: Indicateurs déterminants: Condition (C), Pression (P) ou Réponse (R) pour les eaux australiennes (Source : Ward *et al*, 1998)

<b>Classe 1: Espèces/taxons cités</b>	<b>Class 3: Qualité des habitats</b>
1.1 espèces marines rares, en danger ou menacées R	3.1 espèces des bancs d'algues C
1.2 populations d'espèces protégées C	3.2 proliférations algales P
1.3 populations d'oiseaux marins C	3.3 espèces des plages C
	3.4 espèces des récifs coralliens C
	3.5 espèces des dunes C
	3.6 populations de poisson C
	3.7 espèces des récifs intertidaux C
	3.8 espèces des replats boueux / sableux intertidaux C
	3.9 espèces des îles et bancs de sable C
	3.10 espèces des mangroves C
	3.11 nombre d'espèces nuisibles P
	3.12 espèces des marais salants C
	3.13 espèces des reliefs sous-marins C
	3.14 espèces des herbiers C
	3.15 apparition d'espèces P
	3.16 espèces des replats boueux /sableux C
	3.17 concentrations de chlorophylle C
<b>Classe 2: Étendue des habitats</b>	
2.1 superficies des ceintures d'algues C	
2.2 superficies des plages et dunes C	
2.3 superficies des récifs coralliens C	
2.4 végétation des dunes C	
2.5 superficie des récifs intertidaux C	
2.6 superficie des replats boueux / sableux C	
2.7 superficie des mangroves C	
2.8 superficie des marais salants C	
2.9 superficie des herbiers C	

En mer du Nord, la mesure de la qualité écologique a été centrée sur l'état des communautés benthiques sur la base de deux attributs de celles-ci: la diversité de leurs espèces et leur structure de fonctionnement (tableau 5).

Tableau 5: Indicateurs proposés pour la mer du Nord (d'après De Boer *et al.*, 2001).

Diversité des espèces	Structure et fonctionnement des communautés
Diversité des espèces (Shannon-Wiener H')	Rapport r/K calculé selon la méthode ABC et les statistiques W
Densité des espèces fragiles, vulnérables	Densité des espèces opportunistes
Cicatrices de la carapace chez <i>Arctica islandica</i>	Indice VDS chez <i>Nucella lapillus</i> femelle

En Suède, l'échelle utilisée pour classer les conditions actuelles du bras de mer du Kattegat et du détroit du Skagerrak est basée sur une interprétation et intégration des structures biologiques à la surface et au sein des sédiments du fond (Pearson et Rosenberg, 1978), et sur la profondeur de la couche sédimentaire oxydée, qui permettent ensemble d'obtenir un indice de la qualité des habitats benthiques (QHB). En mer Baltique, l'évaluation des conditions se fonde sur un indice combiné (AAB) de la diversité des espèces, de l'abondance et de la biomasse des animaux vivant sur le fond (Anonyme, 2000).

Certaines initiatives visant à élaborer des indicateurs biologiques sont mentionnées dans HELCOM<sup>1</sup>, mais d'autres, comme celles qui ont lieu dans le cadre d'OSPAR<sup>2</sup>, sont également signalées. OSPAR a envisagé, dans le contexte de l'établissement d'objectifs de qualité écologique, des composantes majeures de l'écosystème: **Plancton, zoobenthos, poisson, habitats, oiseaux et mammifères**.

Au niveau européen, l'élaboration d'indicateurs biologiques, en tant qu'outil de protection de la diversité biologique des écosystèmes marins et côtiers, a été lancée au titre de la mise en œuvre de la directive «habitats»<sup>3</sup>, de la partie écologique de la directive cadre sur l'eau<sup>4</sup>, de la GIZC<sup>5</sup>, de la directive «eaux de baignade» et d'autres instruments juridiques. En outre, la Commission européenne finance plusieurs initiatives telles que la Plateforme européenne pour la stratégie de recherche sur la biodiversité (EPBRs), BIOMARE (<http://www.biomareweb.org>) et la Conférence de MARBLE, dans le cadre desquels l'élaboration d'indicateurs de la biodiversité marine est une question essentielle. À l'heure actuelle, les indicateurs suivants sont en cours d'examen au sein de BIOMARE: a) *indicateurs d'altération de l'environnement*; b) *espèces clefs de voûte, invasives et constructives d'habitat*, et c) *indicateurs génétiques et moléculaires de biodiversité*

Récemment, une réforme de la politique commune de la pêche (PCP) visant à intégrer l'approche par écosystème a été dictée par la perte de diversité biologique due à la pêche et à l'aquaculture.

Les éléments de la qualité biologique pour les définitions de l'état écologique dans les eaux côtières, telles qu'énoncées dans la directive cadre sur l'eau (CEE, 2000) sont: a) *Composition, abondance et biomasse du phytoplancton*; b) *Composition et abondance d'autres flores aquatiques*, et c) *Composition et abondance de la faune invertébrée benthique*. Plus concrètement, trois classes de qualité - «élevée», «bonne» et «moyenne» - peuvent être attribuées sur la base des éléments ci-dessus, comme il ressort du tableau 6.

<sup>1</sup> HELCOM: Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission

<sup>2</sup> OSPAR: Oslo-Paris Convention on the protection of Marine Environment of the North- East Atlantic

<sup>3</sup> HABITATS: refers to the Natura 2000 habitat types

<sup>4</sup> WFD: Water Framework Directive

<sup>5</sup> ICZM: Integrated Coastal Zone Management

Comme il est indiqué plus haut à propos de la directive cadre sur l'eau, l'état des informations environnementales et sur les eaux marines européennes tirera parti des progrès réalisés dans la surveillance, l'évaluation et l'élaboration d'indicateurs dans le cadre des conventions et programmes d'action et de la collaboration instaurée au sein du Groupe de travail sur les indicateurs du Forum interrégional. Le Groupe de travail du Forum interrégional, suivant le cadre conceptuel général DPSIR de l'AEE, a identifié et proposé, pour une élaboration plus poussée, le tronc commun potentiel d'indicateurs biologiques présenté sur le tableau 7.

L'élaboration d'indicateurs au niveau de l'UE s'est accélérée après le Conseil européen de Cardiff à l'automne 1998, tout comme les activités en rapport avec l'intégration des préoccupations environnementales en relation avec les politiques de l'environnement.

Tableau 6: Définition de trois classes de qualité des eaux côtières sur la base du phytoplancton, du phytobenthos, du zoobenthos (source: directive cadre sur l'eau, annexe V, §1.2.4)

	Très bon état	Bon état	État moyen
Phytoplancton	<p>La composition et l'abondance des taxons phytoplanctoniques correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées.</p> <p>La biomasse moyenne de phytoplancton correspond aux conditions physico-chimiques caractéristiques et n'est pas de nature à détériorer sensiblement les conditions de transparence caractéristiques.</p>	<p>La composition et l'abondance des taxons physiognomoniques montrent de légers signes de perturbation.</p> <p>Légères modifications dans la biomasse par rapport aux conditions caractéristiques. Ces changements n'indiquent pas de croissance accélérée des algues entraînant des perturbations indésirables de l'équilibre des organismes présents dans la masse d'eau ou de la qualité de l'eau..</p> <p>La fréquence et l'intensité de l'efflorescence planctonique peuvent augmenter légèrement.</p>	<p>La composition et l'abondance des taxons planctoniques diffèrent modérément de celles des communautés caractéristiques..</p> <p>La biomasse des algues dépasse sensiblement la fourchette associée aux conditions caractéristiques et est de nature à se répercuter sur d'autres éléments de qualité biologique.</p> <p>La fréquence et l'intensité de l'efflorescence planctonique peuvent augmenter modérément. Une efflorescence persistante peut se produire durant les mois d'été.</p>
Algues macroscopiques et angiospermes	<p>Tous les taxons d'algues microscopiques et d'angiospermes sensibles aux perturbations et associés aux conditions non perturbées sont présents.</p> <p>Les niveaux de couverture d'algues macroscopiques et l'abondance d'angiospermes correspondent aux conditions non perturbées.</p>	<p>La plupart des taxons d'algues macroscopiques et d'angiospermes sensibles aux perturbations et associés aux conditions non perturbées sont présents.</p> <p>Le niveau de couverture d'algues macroscopiques et l'abondance d'angiospermes montrent de légers signes de perturbation..</p>	<p>Un nombre modéré de taxons d'algues macroscopiques et d'angiospermes sensibles aux perturbations et associés aux conditions non perturbées sont absents.</p> <p>La couverture d'algues macroscopiques et l'abondance d'angiospermes sont modérément perturbées et peuvent être de nature à entraîner une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans la masse d'eau.</p>
Faune benthique invertébrée	<p>La composition et l'abondance taxinomiques correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées.</p> <p>Le ratio des taxons sensibles aux perturbations par rapport aux taxons insensibles n'indique aucune détérioration par rapport aux niveaux non perturbés.</p>	<p>Légères modifications dans la composition et l'abondance des taxons d'invertébrés par rapport aux communautés caractéristiques.</p> <p>Le ratio des taxons sensibles aux perturbations par rapport aux taxons insensibles indique une légère détérioration par rapport aux niveaux non perturbés.</p>	<p>La composition et l'abondance des taxons d'invertébrés diffèrent modérément de celles des communautés caractéristiques.</p> <p>Des taxons indiquant une pollution sont présents.</p> <p>D'importants groupes taxinomiques de la communauté caractéristique font défaut.</p>



Tableau 7. Tronc commun d'indicateurs potentiels de premier plan Écosystèmes fragiles: eaux marines et côtières (source : AEE, 2001)

DPSIR	Qualité écologique
	Plancton
S	<i>Apparition d'algues nuisibles</i>
S	<i>Composition en espèces</i>
S	<i>Diversité</i>
	Poisson (espèces non commerciales)
S	<i>Biomasse des espèces menacées</i>
	Zoobenthos
S	<i>Diversité des espèces des communautés</i>
S	<i>Community structure and function</i>
	Habitats
S	<i>Surface et surface potentielle</i>
	Mammifères marins
S	<i>Biodiversité /nombre d'espèces menacées</i>
	Oiseaux marins
S	<i>Biodiversité/nombre d'espèces affectées</i>

## 7. INDICATEURS BASÉS SUR L'ÉLÉMENT BIOLOGIQUE: DU GÈNE À L'ÉCOSYSTÈME

Lors de l'étude des relations de cause à effet entre stressseurs et santé des écosystèmes (incidences sur l'élément biologique), un grand nombre d'indicateurs biologiques et écologiques ont été élaborés comme autant d'outils susceptibles de suivre les modifications de la biodiversité du niveau moléculaire (gène) à celui de l'écosystème. Les indicateurs biologiques peuvent être définis comme des mesures de la santé des organismes face aux stressseurs environnementaux, qui portent sur plusieurs niveaux d'organisation biologique et d'échelle temporelle de réponse.

Les indicateurs biologiques qui sont utilisés aujourd'hui peuvent aller du niveau biochimique au niveau cellulaire et physiologique, et sont alors appelés «biomarqueurs», et du niveau des organismes à celui des écosystèmes, et sont alors appelés «bioindicateurs». Un biomarqueur est défini comme «une modification induite par un contaminant dans les composantes moléculaire, biochimique ou cellulaire d'un processus, d'une structure ou d'une fonction, et qui peut être mesurée dans un système biologique» (NRC, 1989).

La mesure directe de la présence de contaminants dans les tissus de certains organismes, appelés «biomoniteurs», a fait l'objet d'une surveillance à long terme en Méditerranée (ainsi que dans d'autres mers régionales). Un facteur important à prendre en compte lorsqu'on met en place un système de biosurveillance est l'organisme qu'il convient d'utiliser. Des critères de sélection des biomoniteurs ont été proposés par plusieurs chercheurs, à savoir notamment l'abondance spatiale et temporelle, la facilité d'échantillonnage et la gamme de réponses biologiques détectables (voir résumé dans Phillips et Rainbow, 1994). La batterie d'organismes marins utilisés par différents chercheurs est large (elle comprend des algues, des invertébrés et des vertébrés). Des huîtres, des moules et d'autres taxons ont été le plus souvent utilisés pour surveiller les concentrations de nombreux produits chimiques dans la colonne d'eau, et ils représentent un dispositif d'alerte précoce pour déceler la propagation de résidus imprévus dans des zones qui seraient sinon non contaminées. Ces organismes ont, par exemple, servi à détecter les métaux en traces et les organochlorés (Danton et Burdon-Jones, 1981; Phillips, 1985).

À partir d'une longue liste d'espèces appropriées proposées (PNUE, 1981), chaque pays méditerranéen a choisi sa propre batterie d'organismes dans le cadre du projet MED POL ainsi que pour les besoins de sa surveillance nationale. Les algues *Ulva* spp., *Enteromorpha* spp., la phanérogame *Posidonia oceanica* et les invertébrés benthiques *Mytilus*

*galloprovincialis*, *Capitella* spp., *Malacoceros fuliginosa*, *Corbula gibba*, etc, sont parmi les plus souvent cités.

La présentation d'indicateurs, la justification scientifique de leur utilisation ainsi que la liaison entre les différents niveaux sont présentées pour les différents échelons d'organisation biologique ci-après. Malheureusement, les liens entre les niveaux biochimique et écologique sont aujourd'hui encore difficiles à établir formellement.

- Au niveau génique: biomarqueurs moléculaires pour détecter les modifications génétiques induites au niveau des organismes et/ou de la population
- Au niveau des organismes: biomarqueurs pour mesurer les effets biologiques: de biochimiques à physiologiques ↔ Liaisons avec le niveau moléculaire
- Au niveau des populations: il comprend la génétique démographique pour détecter les stress, les modifications morphologiques et les modifications de la dynamique démographique ↔ Liaisons avec les niveaux moléculaire et écosystémique
- Au niveau des communautés: composition, structure et fonction communautaires - toute une série ou une combinaison d'indicateurs écologiques ↔ Liaisons avec le niveau de la population
- Au niveau des habitats: surveillance des habitats d'espèces clés ↔ Liaisons avec les niveaux de la population et de la communauté. Comprend la surveillance des oiseaux et des mammifères ainsi que des écosystèmes intacts comme les aires spécialement protégées.

Les effets des stressseurs sur les organismes, les populations, les communautés et les écosystème, bien que mesurés à différentes échelles de temps depuis l'amorce d'un stress, peuvent avoir une forte signification écologique. Il reste que, dans la plupart des cas, ils ne peuvent représenter des signes précoces de pression anthropique sur la diversité biologique de l'écosystème. Cependant, plusieurs biomarqueurs permettent de fournir la première alerte d'une menace sur la biodiversité.

#### *Au niveau génique*

Ces nouvelles techniques de laboratoire plus simples, plus rapides et grandement abrégées de surveillance ne sont pas destinées à concurrencer ou à remplacer les techniques qui utilisent les réponses d'une population, d'une communauté ou de l'ensemble d'un écosystème (Munawar *et al*, 1989). Le niveau le plus fondamental de réponse biologique est peut-être le niveau moléculaire, celui de l'expression génique au niveau de l'ARNm. Des modifications dans l'expression des gènes, qu'elles soient causées par une simple mutation génétique ou par un complexe d'effets multigènes, se situent au cœur des mécanismes régulateurs qui régissent la biologie cellulaire. La comparaison de l'expression des gènes dans différents types cellulaires, le commencement d'expression de systèmes de gènes qui sont induits ou supprimés par des signaux environnementaux, notamment les niveaux de différents polluants, peuvent offrir les marqueurs de biosurveillance les plus précoces (Wells, 1999).

Une théorie fondamentale sous-jacente à des études récentes est que la réponse de l'organisme à la pollution de l'environnement implique, du moins en partie, une transcription *de novo* de l'ARN messager (ARNm) (aboutissant à une synthèse de protéine). Les recherches sont centrées sur la vérification de la faisabilité de l'approche proposée pour mettre en évidence des marqueurs sur la base d'altérations dans l'expression du gène. La réaction d'amplification en chaîne par la polymérase (RCP) est aujourd'hui l'outil standard pour séparer et cloner des ARNm individuels. Une réaction d'amplification en chaîne par la polymérase à visualisation différentielle (Display Polymerase-Chain Reaction, ou DD-PCR)

permet de détecter des altérations infimes dans l'expression des gènes sans nécessiter la connaissance préalable des gènes qui réagissent (Mokady et Sultan, 1998).

La recherche est conçue de manière à mettre en évidence des marqueurs pertinents pour la biosurveillance du milieu marin côtier. Pour réaliser cet objectif, les fragments obtenus (représentant les gènes exprimés) sont soumis à un test de validité et séquencés en sorte que des amorces diagnostiques par PCR puissent être conçues pour eux. L'identification de la composition en ARNm des cellules, le marquage et la comparaison avec des séquences de banques de données, et enfin leur clonage et leur utilisation comme sondes pour isoler des gènes de matériel génétique ou de génothèques ont été rendus possibles grâce à l'analyse PCR et, de nos jours (Liang et Parde, 1992) un processus est en cours pour la mise au point de «trousses diagnostiques».

La recherche a franchi un premier pas vers la mise au point d'une «trousse diagnostique environnementale» basée sur de multiples fragments diagnostiques. Pour être utile, une telle trousse doit se fonder sur des fragments obtenus à partir d'un biomonitor abondant, reflétant des altérations dans l'expression des gènes en réponse à une large gamme de types et de niveaux de pollution et d'autres perturbations environnementales (Sultan *et al.*, 2000).

Dans la zone littorale espagnole, les travaux portent essentiellement sur des biomarqueurs moléculaires tels que l'induction d'enzymes de biotransformation ou de certains isoenzymes particuliers comme signaux d'alerte précoce de détresse écologique, l'activité accrue des enzymes détoxifiantes et antioxydantes dans les bivalves et le poisson, les dommages par oxydation de l'ADN évalués par chromatographie en phase liquide à haute performance et l'expression de gènes en utilisant comme sondes spécifiques les gènes correspondants isolés par PCR (Barea, 1996). En Israël, des bivalves marins côtiers sont utilisés dans des études sur le développement d'une expression génique basée sur un système de biosurveillance marine (Mokady et Sultan, 1998; Sultan *et al.*, 2000).

Les travaux en Méditerranée semblent en être à un stade plus initial consistant à explorer la possibilité de mettre au point un nouveau type de système de biosurveillance axé sur ce niveau de la réponse biologique. La sensibilité de la méthode DD-PCR, en permettant de visualiser des réponses très précoces, laisse entrevoir la mise en place non seulement d'un système de surveillance/évaluation mais plutôt d'un système d'alerte qui permettrait de classer selon un ordre prioritaire différents problèmes d'environnement en fonction de leur gravité (Sultan *et al.*, 2000). Ainsi, des événements catastrophiques peuvent être prévenus, plutôt que documentés.

#### *Au niveau des organismes*

##### Biomarqueurs

La toxicologie environnementale moderne a progressivement combiné les études qui sont fondées sur les estimations de niveaux de résidus dans les organismes bioindicateurs et une nouvelle approche qui relie les réponses d'un organisme, d'une population ou d'une communauté naturelle à des stressants chimiques de l'environnement, à savoir l'élaboration de biomarqueurs. L'évaluation d'un biomarqueur dans des organismes bioindicateurs qui sont prélevés dans une ou plusieurs zones soupçonnées de contamination et qui sont comparés avec des organismes de zones témoins permet d'évaluer le danger potentiel auquel sont exposées une ou plusieurs communautés (McCarthy et Shugart, 1990; Fossi, 1994). À ce jour, un certain nombre d'avantages et d'inconvénients ont été relevés dans l'utilisation des biomarqueurs.

Au nombre des avantages, l'on peut mentionner les éléments suivants:

- les événements moléculaires, biochimiques ou cellulaires ont tendance à être plus sensibles, moins variables, mieux conservés entre les espèces, et souvent plus faciles à mesurer que les indices de stress communément étudiés au niveau des organismes;
- les altérations moléculaires et biochimiques sont les premières réponses quantifiables décelables aux modifications environnementales;
- les marqueurs moléculaires et biochimiques peuvent servir à la fois d'indicateurs d'exposition et d'effets dans les organismes.

Mais il convient toutefois d'observer que:

- l'âge, le régime alimentaire, des facteurs environnementaux, les variations saisonnières et le cycle de reproduction peuvent modifier un certain nombre d'états structurels représentant la normalité et seraient susceptibles d'être déroutants lorsqu'on s'emploie à utiliser des critères morphologiques comme biomarqueurs d'effet;
- il pourrait exister des chevauchements entre un état toxique anticipé et certains aspects de la gamme de morphologie normale;
- il est difficile de relier les réponses biochimiques à la santé de l'organisme et à des effets adverses sur la population, le type d'information qui est souvent le résultat final de la surveillance de l'environnement. Toutefois, ce problème peut être surmonté en choisissant des biomarqueurs qui détectent des événements cellulaires et biochimiques intimement associés à la protection et à défense de la cellule contre les agressions de l'environnement.

## 1. *Protéines et enzymes*

Diverses protéines et enzymes ont fait l'objet d'investigations comme biomarqueurs potentiels de toute une série d'organismes (Huggett *et al.*, 1992). Les techniques les plus souvent utilisées pour analyser les niveaux de protéines au sein des organismes comprennent le marquage métabolique et les sondes d'anticorps spécifiques ou d'ADNc. Les anticorps paraissent être les sondes les plus prometteuses pour les biomarqueurs et leur utilisation peut être grandement accrue si des anticorps monoclonaux sont produits et servent à détecter les mêmes protéines dans toute une série d'organismes différents. Dans l'analyse de l'activité enzymatique, les essais d'enzymes peuvent être effectués en recourant à divers substrats pour déterminer le taux de conversion du substrat en son produit final.

### 1.1. Les oxydases à fonction mixte («mixed function oxydases», ou MFO) cytochrome P-450 dépendantes

Justification scientifique: les monooxygénases à cytochrome P-450 sont une famille de protéines intervenant dans la biotransformation de substances chimiques organiques, aboutissant à des modifications moléculaires (soit leur activation en métabolites toxiques soit leur inactivation). L'induction du P-450 peut servir de marqueur hautement sensible de la charge toxique d'un organisme quand celui-ci a été exposé à des inducteurs chimiques dans l'environnement (Rice *et al.*, 1994).

Avantages: ces enzymes sont présentes dans toute une série de tissus (par ex., foie, gonades, reins, intestin, branchies, cœur). Une activité accrue de l'enzyme P-450 se traduit généralement par une synthèse accrue d'ARNm et une production accrue de protéine enzymatique. Théoriquement, il est possible d'étudier l'activité des enzymes P-450, la quantité de la protéine et la quantité d'ARNm dans les cellules, mais ces procédures sont onéreuses, à fort coefficient de main-d'œuvre et nécessitent des laboratoires bien équipés et un personnel qualifié en biochimie.

Inconvénients: peu d'études ont été réalisées sur le poisson pour évaluer la sensibilité de l'induction en cascade de cette enzyme (Forlin *et al.*, 1994). Cependant, le potentiel de l'enzyme en tant que biomarqueur est quelque peu limité à l'heure actuelle. De même, les possibilités d'utilisation de l'activité de la monooxygénase chez les mollusques ou les crustacés en vue d'analyser l'exposition aux substances chimiques présentes dans l'environnement semblent réduites pour le moment.

## 1.2. Protéines de stress

Justification scientifique: les protéines de stress sont un groupe de protéines dont la synthèse est induite par un grand nombre de conditions physiques et d'agents chimiques. Il est admis que certaines de ces protéines protégeraient la cellule contre les dommages résultant de perturbations de l'environnement. D'autres interviennent dans la régulation de divers gènes.

Avantages: les protéines de stress sont des candidates idéales pour servir de biomarqueurs de contamination environnementale, et ce pour les raisons suivantes: a) elles font partie de la réponse de protection cellulaire; b) elles sont induites par toute une série de stressseurs environnementaux; c) elles sont très bien conservées dans tous les organismes, de la bactérie à l'homme (de nombreuses sondes ADNc et anticorps peuvent être utilisées parmi les embranchements); et d) on possède beaucoup de connaissances sur les niveaux multiples de régulation des protéines de stress.

### 1.2.1. Protéines de choc thermique

Justification scientifique: les protéines de choc thermique («heat shock proteins» ou hsp) sont induites par toute une série de stressseurs (Sanders 1993). Il en existe cinq types: hsp90, hsp70, hsp60, hsp20-30 et l'ubiquitine. Sur ces types, seuls trois (hsp70, hsp60 et ubiquitine) se sont avérés susceptibles d'être des biomarqueurs valables. La hsp70 agit pour stabiliser ou solubiliser les protéines cibles et elle fait office de «chaperon» en aidant les protéines sécrétoires et organocellulaires nouvellement synthétisées à traverser la membrane (Hightower, 1991). La hsp60 facilite le transfert et l'assemblage de protéines oligomères dans les mitochondries (Hendrick et Hartl, 1993). La hsp70 et la hsp60 sont très bien conservées entre les espèces et sont généralement accrues en quantité dans des conditions de stress marqué, ce qui fait d'elles des indicateurs idéaux de stress dans les organismes.

Avantages: l'ubiquitine est un excellent biomarqueur en raison de ses protéines cibles dénaturées pour dégradation et élimination.

Inconvénients: sa petite taille nécessite des appareils de détection extrêmement sensibles. Ainsi, il reste du travail à accomplir avant que son plein potentiel de biomarqueur soit exploité.

## 1.3. Protéines régulées par le glucose

Justification scientifique: les protéines régulées par le glucose («glucose regulated proteins» ou «grps») interviennent dans les réponses cellulaires à la carence en glucose et en oxygène.

Inconvénients: On possède peu de connaissances sur l'induction de la synthèse des grps. Leur utilisation comme indicateurs de stress généraux est limitée mais leur fonction fait d'elles des biomarqueurs idéaux de réponses spécifiques.

#### 1.4. Hème oxygénase

Justification scientifique: les métaux, l'arsénite de sodium, les réactifs au thiol et les stressseurs causant des dommages par oxydation déclenchent l'apparition de l'hème oxygénase dont la fonction est de scinder l'hème pour former la biliverdine, qui est ensuite réduite en bilirubine. La bilirubine protège les cellules des dommages par oxydation en tant fixateur de radicaux libres. Elle est un bon biomarqueur des réponses cellulaires à des stressseurs spécifiques.

#### 1.5. Métallothionéines

Justification scientifique: la métallothionéine est une protéine qui est induite par une exposition à des métaux en traces. C'est une protéine fixant les métaux qui intervient dans la séquestration et le métabolisme des métaux lourds dans les cellules.

Pour de plus amples détails, voir PNUE/RAMOGE, 1999.

Avantages: Ces protéines ont beaucoup à offrir en tant que biomarqueurs potentiels. On dispose d'une importante base d'information qui concerne les méthodes existant pour surveiller à la fois les modifications dans la synthèse des métallothionéines et leur composition en métaux. Les procédures des tests touchant ces protéines sont sensibles et permettent de mettre en évidence l'induction de niveaux relativement faibles de métaux.

Inconvénients: avant que ces protéines puissent servir efficacement de biomarqueurs, les niveaux physiologiques normaux et leur régulation doivent être compris.

#### 1.6. Antioxydants

Justification scientifique: les antioxydants sont induits par la production de radicaux oxy dans les cellules, à la suite de réponses médiées par un oxydant. Il y a plusieurs types d'enzymes antioxydantes qui pourraient être utilisées comme biomarqueurs de contamination environnementale. Ils comprennent: les superoxyde dismutases, les catalases, les peroxydases et la glutathion réductase. Sur ces quatre types, les peroxydases paraissent actuellement avoir le potentiel le plus élevé en tant que biomarqueurs, en particulier dans le contexte de polluants atmosphériques oxydants.

#### 1.7. Cholinestérase

Justification scientifique: la cholinestérase (ChE) est largement utilisée pour estimer les impacts neurotoxiques de polluants sur le niveau cellulaire d'organismes marins (Galgani *et al.*, 1992). L'inhibition de l'activité ChE a été proposée comme paramètre pour déceler les effets des organophosphates, des carbamates, de certains métaux lourds et d'agents tensioactifs (Escartin et Porte, 1997).

## 2. *Autres biomarqueurs protéiniques et enzymatiques potentiels*

Il y a de nombreuses autres biomarqueurs protéiniques et enzymatiques qui font présentement l'objet d'investigations.

Ils comprennent:

ATPases

Monoamine

NADPH cytochrome c réductase, et d'autres enzymes cytochromatiques

Diverses hormones

Glutathion peroxydase et glutathion transférase  
Enzymes des filières de biosynthèse de l'hème  
Époxyde hydrolase et nombreuses autres enzymes époxyde  
Vitellogénine.

### 3. *Biomarqueurs immunologiques*

La réponse et le fonctionnement du système immunitaire comprennent de multiples aspects. Par conséquent, ce système est extrêmement sensible à l'altération ou à l'inhibition par des stressés environnementaux. Des expérimentations récentes ont permis de relier la diminution de l'immuno-compétence dans les organismes marins à la teneur de leurs graisses en PCB (Stone, 1992) ou aux gradients de pollution (Secombe *et al.*, 1991). Il y a de nombreuses épreuves permettant de détecter la contamination, mais celles qui sont utilisées sont souvent choisies sur la base de l'objectif spécifique de l'étude, du matériel disponible, de l'expérience et de la qualification du personnel, de la durée de l'étude et du nombre de tests à effectuer. Plusieurs des avantages et inconvénients caractérisant le recours aux indicateurs immunologiques en tant que biomarqueurs sont indiqués sur le tableau 8.

**Tableau 8. Avantages et inconvénients d'un recours aux indicateurs immunologiques pour évaluer la qualité écologique**

<b>Avantages</b>	<b>Restrictions</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• La réponse se produit même lorsque la concentration de produits chimiques est faible</li> <li>• Fournit des éléments établissant un lien entre un produit toxique et l'apparition d'une affection chez le poisson               <ul style="list-style-type: none"> <li>• Les épreuves sont rapides et sensibles; des épreuves plus simples peuvent être menées in situ au moyen de trousseaux scientifiques</li> <li>• Ne nécessite pas de sacrifier l'organisme</li> </ul> </li> <li>• Des échantillons sanguins peuvent être prélevés sur une certaine période pour permettre une évaluation à long terme d'une toxine</li> <li>• Le système immunitaire est physiologiquement similaire chez la plupart des vertébrés, par conséquent le matériel et les produits peuvent être utilisés chez toute une série d'espèces</li> <li>• Il existe une base bibliographique importante en immunotoxicologie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Les données ne peuvent être extrapolées entre les espèces</li> <li>• La réponse immunitaire est parfois trop générale pour être concluante</li> <li>• Il est difficile de savoir quelle épreuve doit être utilisée ou quels effets il convient d'étudier</li> <li>• Les épreuves sont spécialisées et appellent des interprétations subjectives</li> <li>• Les épreuves sont onéreuses</li> <li>• Le stressé doit déjà être connu</li> <li>• Le système immunitaire est hautement sensible aux facteurs biotiques et abiotiques</li> <li>• Nécessite de nouvelles épreuves de confirmation</li> </ul>

L'indicateur immunologique peut être classé en trois degrés. Le degré I consiste en une investigation générale du système immunitaire, le degré II en une évaluation détaillée du système immunitaire, et le degré III en études de résistance de l'hôte.

#### Degré I: Investigation générale (non spécifique)

Ce degré comprend des études relatives à la morphologie ou aux conditions cellulaires macroscopiques des organes du système immunitaire. On citera, à titre d'exemple, les mesures de la taille et du poids de la rate, le volume du culot globulaire dans une unité de volume sanguin (hématocrite), le volume du culot leucocytaire dans une unité de volume sanguin (leucocrite), la cicatrisation des blessures, la phagocytose par les macrophages, l'activité lysosomiale, l'épreuve d'agglutination et le rejet des greffes. Ces épreuves sont rapides, faciles et peu onéreuses, mais elles sont sensibles à la température, à la manipulation et à l'entassement des organismes.

#### Degré II: Évaluation détaillée du système immunitaire

Ce degré comprend toute une série d'épreuves visant à étudier toutes les composantes du système immunitaire et portant notamment sur la quantification des immunocytes, la quantification des immunoglobulines natives, les marqueurs de surface, l'indice phagocytaire (cellules intervenant dans la réponse immune initiale) et l'épreuve des cellules formatrices de plaques de lyse. Une autre épreuve consiste à mesurer la réponse mitogène qui est l'indice des facteurs stimulant la prolifération des lymphocytes B ou T. On sait que les stressseurs suppriment la faculté stimulatrice des facteurs en provoquant une chute de l'indice mitogène. Les épreuves du degré II sont spécifiques et sensibles. Tous les composés occasionnant des effets de degré II se sont avérés occasionner des effets de degré I, c'est pourquoi les épreuves du degré II ne devraient être utilisées que lorsqu'on étudie le mécanisme d'action du toxique.

#### Degré III: études de la résistance de l'hôte

Ce degré porte essentiellement sur la résistance de l'hôte à un stressseur. Les épreuves portent notamment sur la mortalité, en notant la présence de bactéries, virus et parasites dans le sang et en les quantifiant, sur la quantification tumorale en mesurant la fixation d'antigènes et en réalisant des quantifications d'anticorps spécifiques.

#### 4. Marqueurs histologiques

L'histopathologie est une discipline des plus utiles pour déterminer les effets sur les cellules et les tissus. En dehors d'une série d'altérations moléculaires/biochimiques causés par les stressseurs, il peut aussi se produire des altérations dans les cellules. Celles-ci sont capables de survivre à de nombreux types de lésion au moyen de réponses d'adaptation physiologiques. Des exemples de ces adaptations comprennent l'hypertrophie, l'atrophie, une autophagie lysosomiale accrue, le vieillissement, des transformations néoplasiques et l'accumulation de matières. Cependant, une revue de la bibliographie effectuée par Cantillo (1991) sur les programmes de surveillance des moules à travers le monde a montré que seules 34 des 1134 références concernaient des études histopathologiques. Les études sur les altérations histologiques chez le poisson ont principalement porté sur la détection de la transformation néplasiques ou de l'apparition de foyers néoplasiques. Des modifications d'aspects du système lysosomal tels que sa perméabilité, sa stabilité, sa taille, sa prolifération et sa teneur ont été utilisées comme biomarqueurs d'effet. Certaines épreuves portent sur les cellules de liquides organiques comme le sang, qui peuvent être utilisées de manière non destructive, comme les altérations pathologiques des membranes intracellulaires de lysosomes. Les dommages occasionnés à la membrane lysosomiale paraissent être un marqueur universel pour les effets de stress dans la plupart, voire dans la totalité, des cellules nucléées (Moore *et al.*, 1994).

Il importe de noter que, en reliant les biomarqueurs de lésions cellulaires à des conséquences pathologiques importantes pour l'organisme, leur valeur diagnostique et leur



capacité prévisionnelle de nouveaux dommages à des niveaux d'organisation plus élevés seront renforcées (Moore et Simpson, 1992). Plusieurs avantages et inconvénients sont mentionnés au tableau 9.

Table 9: Avantages et inconvénients d'un recours aux marqueurs histologiques pour évaluer la qualité écologique.

<b>Avantages</b>	<b>Inconvénients</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Les résultats des premières épreuves peuvent aboutir à une analyse détaillée appropriée</li> <li>• Plusieurs systèmes d'organes différents peuvent être analysés en utilisant le même organisme</li> <li>• Evaluation rapide de nombreux sites potentiels de lésion</li> <li>• Les stressseurs agressent des types cellulaires spécifiques au sein de la région donnée d'un organe</li> <li>• Qualités prévisionnelles potentielles (type de produit chimique, santé de l'écosystème)</li> <li>• Les développements technologiques ont accru le pouvoir de résolution des épreuves</li> <li>• Intègre des effets nets des modifications biochimiques et physiologiques</li> <li>• Concerne l'exposition aiguë et chronique</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nécessité de connaître l'aspect normal des organes et tissus</li> <li>• Nécessité de comprendre les fluctuations qui se produisent normalement dans le tissu au cours de la durée de vie et au moment donné de l'année</li> <li>• Doit tenir compte du régime alimentaire et d'autres facteurs influant sur l'organisme</li> <li>• Les épreuves doivent être réalisées avec soin</li> <li>• L'examineur doit être capable de détecter les altérations d'un tissu et d'un organe</li> <li>• La qualité des épreuves dépend de la compétence de ceux qui les réalisent</li> </ul>

Cependant, des épreuves d'identification de protéines spécifiques sur la base d'anticorps (par ex., cytochromes P-450, protéines de stress) peuvent désormais être appliquées directement à des échantillons histologiques, ce qui permet d'obtenir des informations utiles sur les distributions spatiales de ces protéines en relation avec les altérations structurelles et organisationnelles induites par le stress dans les cellules et les tissus (Moore et Simpson, 1992).

Parmi les nombreux indicateurs potentiels à utiliser pour les objectifs de qualité écologique, deux ont été proposés par le PNUE/RAMOGÉ, 1999. Ce sont: a) le système des oxygénases à fonction mixte (MFO), et b) le niveau de métallothionéines (MT). Pour plus de détails, voir PNUE/RAMOGÉ, 1999

#### *Au niveau des populations*

Certains individus au sein d'une population peuvent être plus vulnérables que d'autres à un début de toxicité en raison de leurs phénotypes propres, et ils disparaissent de la population bien avant que d'autres soient atteints. Les effets sublétaux de polluants peuvent ainsi être associés à la perte de diversité génétique au sein d'une population soumise à la pollution, même si la population dans son ensemble, du moins dans le court terme, est capable de survivre et de prospérer (Street et Montagna, 1996).

Au cours des trente dernières années, la communauté scientifique et les instances de réglementation sont devenues de plus en plus conscientes de l'impact à long terme des

stresseurs environnementaux sur la durabilité des écosystèmes, sur la perte de biodiversité et la variabilité génétique des populations naturelles, et sur l'extinction d'espèces. Les stresseurs peuvent induire directement ou indirectement des modifications de la variabilité génétique et de la fréquence de l'allélomorphisme des populations qui résultent de l'induction de mutations, des goulets d'étranglement démographiques et de la sélection causée directement ou indirectement par l'exposition à des contaminants. Néanmoins, quelques études ont été consacrées aux effets de la contamination chimique sur la génétique des populations.

La contamination peut affecter la génétique de populations naturelles de deux façons: la variabilité génétique est accrue par l'apparition de nouvelles mutations, ou la variabilité génétique globale est diminuée par le goulet d'étranglement démographique. L'un et l'autre de ces effets peuvent s'accompagner d'une modification de la fréquence d'allélomorphisme, résultant peut-être de la sélection en des loci importants pour la survie dans des environnements pollués ou de la fixation d'allèles nocifs. Une réduction de la variabilité génétique globale sera l'effet le plus fréquemment observé (Bickham *et al.*, 2000). Des travaux théoriques établissent qu'une population à l'environnement imprévisible présente une réduction générale de la variabilité génétique (Battaglia et Bisol, 1988, Cognetti et Maltagliati, 2000).

La génétique des populations et les effets évolutionnistes de l'exposition à des contaminants ont récemment attiré l'attention des écotoxicologistes (Belfiore et Anderson, 1998, Cronin et Bickham, 1998, Depledge, 1994, Hebert et Luker, 1996). L'on est désormais en mesure de détecter la variabilité génétique au sein des populations et entre celles-ci grâce à toute une série de procédures moléculaires sensibles qui permettent d'obtenir des échantillons de taille assez grande pour déceler des modifications subtiles de la composition génétique des populations.

La détection de la variabilité génétique s'effectue grâce à :

- l'analyse des allozymes (organismes de taille moyenne tels que le macrozoobenthos)
- la diversité du génome nucléaire
- la diversité des séquences dans le génome mitochondrial (ANDmt) - sensible aux effets génétiques des goulets d'étranglement démographiques, système génétique efficace pour la surveillance du déclin des populations
- la caractérisation des séquences du génome nucléaire (technique de l'ADN polymorphe amplifié au hasard (RAPD) utilisée pour dépister des marqueurs liés aux loci fonctionnels ouverts à la sélection et aux microsatellites permettant ainsi de détecter des mutations transmissibles résultant d'exposition à des contaminants et des différences dans les niveaux globaux de variabilité génétique).

Les niveaux de variabilité génétique peuvent aussi être modifiés par toute une série de processus naturels. Ils peuvent être accrus par le flux de gènes, qui est l'échange effectif d'individus migrant entre des populations, l'hybridation interspécifique et les mutations. Parmi tous ces facteurs, la migration est de loin le plus important, du moins aux échelles de temps écologiques (et non évolutionnistes). La variabilité génétique peut être réduite à la suite des goulets d'étranglement et de la sélection résultant de processus naturels comme les maladies, les changements climatiques ou les conditions météorologiques. De plus, les variations saisonnières et d'autres modalités de fluctuations démographiques, tels que les cycles observés chez certaines espèces de rongeurs et d'insectes peuvent modifier les niveaux de variabilité génétique. Les travaux menés par Camili *et al.*, (2001) ont démontré la divergence génétique allozymique entre les bivalves des habitats saumâtres et ceux des habitats marins en raison de la superposition de deux grandes forces évolutionnistes: des régimes génétiques divers et des antécédents différents de colonisation et/ou de répartition géographique.

Comme les modifications de la génétique des populations devraient être indépendantes des mécanismes de toxicité et constituer néanmoins des indicateurs hautement sensibles des effets transgénérationnels, Bickham *et al.* (2000) proposent qu'ils soient le biomarqueur ultime de l'effet «*Voilà pourquoi les modifications génétiques, en particulier la perte de variabilité génétique, pourraient être permanentes -- une fois que de la variabilité est perdue, la population ne peut revenir à l'état où elle se trouvait avant l'impact environnemental. Si les chiffres de population sont susceptibles de retrouver les niveaux d'avant le goulet d'étranglement à la suite de l'adaptation à l'environnement pollué ou de la disparition du stress, la diversité génétique ne peut être restaurée que si la population survit sur une très longue période (en admettant l'absence d'un flux de gènes provenant d'autres populations). Cela contraste avec d'autres marqueurs de l'effet, qui représentent des effets somatiques sur des individus, et non pas des effets permanents dans des populations.*».

Cependant, les travaux concernant directement les effets de la pollution sur la génétique des populations sont très restreints et le plus souvent d'ordre théorique, notamment en Méditerranée.

L'impact du stress au niveau des populations peut être évalué grâce à des études morphologiques sur des animaux de grande taille.

La diversité génétique pour des organismes de petite taille ou des espèces cryptiques.

La dynamique des populations est aussi un moyen d'évaluer l'impact sur des animaux (oiseaux, mammifères) et des végétaux de grande taille bien que l'impact ne puisse être directement relié à un facteur de stress spécifique.

**Indicateur proposé: populations d'espèces-clés, notamment d'espèces protégées**

#### *Au niveau des communautés*

D'une manière générale, les communautés marines répondent à un stress environnemental: a) par réduction de la diversité des espèces (espèces moins nombreuses), b) par régression vers la dominance de quelques espèces opportunistes; c) par réduction de la taille moyenne des espèces dominantes (lien avec le niveau de population); et d) par l'élimination d'espèces caractéristique de niveaux trophiques supérieurs (Gray, 1979, 1989). Les divers effets proviennent de différences dans la morphologie, l'écologie et la stratégie reproductive entre les espèces. Deux grands groupes d'espèces ont ainsi été désignés. Les espèces vulnérables, à faible reproduction, suivant une stratégie dite «K», et les espèces à reproduction rapide, suivant une stratégie dite «r». Les différences entre les deux catégories, récapitulées par Hotmann (1999), sont indiquées sur le tableau 10.

À la lumière de ce qui précède, la diversité de la communauté en réponse à tout facteur de stress peut être mesurée à différents niveaux d'organisation. Ceux-ci comprennent:

- La variété des espèces par taxon (polychètes, mollusques, crustacés, etc.) ou pour tous les taxons;
- la présence et/ou l'abondance d'espèces écologiquement significatives telles que les espèces endémiques, exogènes, sensibles, opportunistes;
- l'abondance relative de groupes fonctionnels (organismes se nourrissant en suspension, prédateurs, taxons indiquant une perturbation de l'environnement);
- divers indices communautaires.

Tableau 10. Différences dans les caractéristiques entre espèces opportunistes (stratégie «r») et espèces sensibles (stratégie «K») (d'après Holtmann, 1999).

	<b>Stratégie «r»</b>	<b>Stratégie «K»</b>
Stabilité dans l'environnement	Variable	Constante
Mortalité	Souvent catastrophique	Fonction de la densité
Taille de la population	Variable dans le temps	Relativement stable
Compétition au sein et entre les espèces	Souvent faible	Intense
Croissance	Rapide	Lente
Reproduction	À un stade précoce	A un stade relativement plus âgé
Taille corporelle	Petite	Importante
Âge	Souvent < 1 an	Plusieurs années

La diversité du plancton est essentielle pour maintenir la diversité des poissons, des mammifères et des oiseaux et aussi pour répondre à la variabilité spatiale et temporelle des contraintes environnementales. Cependant, des changements rapides, dus aux conditions naturelles du milieu (heure du jour, courants, température, etc) ne permettent pas une évaluation environnementale fiable relative à un impact d'origine anthropique autre que l'eutrophisation. Ainsi la diversité des espèces (nombre d'espèces planctoniques dans un type donné d'écosystème) fondée sur l'ensemble du spectre du plancton (phyto- et zooplancton) ne peut servir d'indicateur de la qualité de l'écosystème.

Ce que l'on peut utiliser - comme on le fait souvent - dans les études sur le plancton, c'est la dominance de quelques communautés monospécifiques et multispécifiques. Dans une communauté donnée soumise à une pollution, il y a habituellement quelques espèces qui atteignent une abondance élevée, la plupart d'entre elles diminuent significativement alors que d'autres restent non affectées (Gray *et al.*, 1988). Sur cette base, plusieurs indices de dominance ont été largement appliqués avec succès à des ensembles de données sur le plancton, parmi lesquels on préconise ici les suivants:

**INDICE DE DOMINANCE:** Dominance d'espèces/groupes opportunistes

**MANIFESTATION D'ESPÈCES NUISIBLES:** Présence/apparition de taxons nuisibles

Les communautés benthiques des fonds meubles ont servi à élaborer des paramètres/indicateurs écologiques car les animaux benthiques sont avant tout sédentaires, ils ont une espérance de vie relativement longue et manifestent différentes tolérances au stress. Ainsi a-t-il été soutenu et démontré que la structure de la communauté zoobenthique était une mesure fiable de la "santé" de l'écosystème. À cet égard, la surveillance des communautés benthiques, bien qu'elle puisse prendre beaucoup de temps, a souvent été appliquée aux études d'impact sur l'environnement (pêche, effluents domestiques/industriels, immersion de déchets solides, etc).

Un profil évolutionniste général des biocénoses macrobenthiques des substrats de fonds meubles soumis à l'influence d'un facteur de perturbation (d'origine anthropique) a été décrit à l'échelle mondiale sur la base des travaux de Pearson et Rosenberg (1978), et en Méditerranée par Peres et Bellan (1973), Ros et Cardell (1991) et Salen-Picard (1981,1997).

Les changements que subit une communauté benthique sous l'influence d'une perturbation, à partir d'un état initial de diversité et de richesse élevées en espèces et en individus sont les suivants:

1. une régression des espèces étroitement liées aux conditions originelles de l'environnement;
2. certaines espèces tolérantes considérées comme des indicateurs de pollution ont tendance à monopoliser l'espace disponible; un accroissement restreint de la diversité peut s'observer à ce stade; la structure de la biocénose reste reconnaissable même si elle est dégradée (zone subnormale);
3. Une destruction de la biocénose est constatée, certaines espèces existent et se développent, indépendamment l'une de l'autre semble-t-il, la diversité des espèces diminue et devient minimale (zone polluée);
4. Le macrobenthos disparaît (zone de pollution maximale).

Une première étape dans l'interprétation de l'impact des pressions anthropiques sur les communautés benthiques consisterait à relever les différentes communautés benthiques en mer Méditerranée. Simboura et Zenetos (sous presse) ont réexaminé les principaux types de communauté de fonds meubles rencontrés en Méditerranée en ajustant le schéma biotique classique décrit par Peres et Picard (1964) à la typologie européenne (voir tableau 11), autrement dit en envisageant à la fois les principaux facteurs environnementaux (profondeur, type de substrat) et biotiques (par exemple, couvert végétal). Ainsi, l'expression «types de communauté», qui englobe l'aspect environnemental, est utilisée dans un sens plus large très similaire à celui d'"habitat".

Tableau 11. Types de communauté des fonds meubles proposés par Simboura et Zenetos (sous presse). Abréviations utilisées VTC= vases terrigènes côtières; LEE= biocénose eurytherme et euryhaline (rencontrée dans les lagunes et les estuaires); SFBC = biocénose de sables bien spécifiés; SFHN = sables superficiels fins; SGCF = sables grossiers et graviers fins soumis à l'influence de courants du fond; SVMC= sables vaseux dans des aires protégées; AP = biocénose d'algues photophiles. DC = fonds à détritux côtiers. C = coralligènes.

Type de communauté proposé	Peres et Picard, 1964 Définition	Description complémentaire
Sables médiolittoraux		Sables médiolittoraux
Deltas	LEE	Ecosystèmes saumâtres, deltaïques
Lagunes	LEE	Lagunes de transition
Sables vaseux		Sédiment mixte (peu profond 30m ou plus profond 30-100m)
Sables vaseux avec couvert végétal		Au sein ou à proximité de prairies d'algues macroscopiques ou d'angiospermes ( <i>Zostera</i> , <i>Posidonia</i> , <i>Caulerpa</i> )
Sables vaseux peu profonds	SVMC	Sables vaseux dans des aires protégées
Vases sableuses	VTC	Sous-communauté de fonds vaseux à <i>Amphiura filiformis</i>
Vases peu profondes		Vases peu profondes (20m)
Vases plus profondes	VTC	Vases plus profondes jusqu'à 50m (type VTC)
Sables peu profonds	SFBC, SFHN	Sables peu profonds (sable bien classés ou très peu profonds)
Sables grossiers plus profonds	SGCF	Sables grossiers dans des environnements à haute énergie

Type de communauté proposé	Peres et Picard, 1964 Définition	Description complémentaire
Sables plus profonds avec des détrit	DC	Sables plus profonds avec des fragments biogènes ou fonds à détrit côtiers
Coralligène	C	Profond, sciaphile

En conclusion, les communautés benthiques doivent servir d'indicateurs d'effets s'exerçant au niveau de la diversité, de la structure et de la fonction des communautés. Les espèces qui remplissent des fonctions écologiques importantes devraient recevoir une attention particulière dans le cadre d'une communauté et les espèces indicatrices de l'impact d'activités humaines, y compris celles qui sont menacées et en déclin, sont prises en compte dans le cadre du présent rapport. Sur la base des constatations concernant les effets des pressions humaines sur la diversité, la structure et la fonction du benthos (zoobenthos, phytobenthos), les indicateurs suivants sont proposés pour surveiller l'impact sur la diversité biologique au niveau des communautés.

### Principaux indicateurs

NOMBRE D'ESPÈCES BENTHIQUES ET NOMBRE D'ESPÈCES EXOGÈNES  
PRÉSENCE ET SUPERFICIE DE MACROPHYTES BENTHIQUES  
PRÉSENCE/ABONDANCE D'ESPÈCES/TAXONS ZOOBENTHIQUES SENSIBLES ET/OU OPPORTUNISTES  
DIVERSITÉ DES COMMUNAUTÉS (H) DU ZOOBENTHOS, PHYTOBENTHOS  
INDICE BIOTIQUE: indice complexe incorporant des groupes écologiques

### Indicateurs complémentaires

LÉGISLATION CONCERNANT DES ESPÈCES MARINES RARES, EN DANGER OU MENACÉES  
ÉQUITABILITÉ  
COMPARAISON DES COURBES DE DOMINANCE(statistiques ABC, statistiques W)  
DISTRUBUTION LOG-NORMALE  
ABONDANCE GÉOMÉTRIQUE/RÉPARTITION PAR CLASSE DE TAILLE  
RAPPORT ENTRE ESPÈCES SÉLECTIONNÉES DE STRATÉGIE «r» ET «K»  
INDICE TROPHIQUE ENDOFAUNAL: sur la base de l'état trophique du zoobenthos

Il convient de bien garder à l'esprit que l'applicabilité opérationnelle des indicateurs ci-dessus pour mesurer la qualité écologique des communautés benthiques n'est pas exempte de restrictions

#### *Au niveau des habitats*

La diversité et la complexité de la flore et de la faune marines peuvent aussi subir les incidences des pressions anthropiques à des échelles plus vastes que la communauté, à savoir celle de l'habitat [englobant des attributs biologiques et abiotiques (physiques, géologiques)] et celle de l'écosystème. La diversité biologique marine dépend de l'échelle spatiale adoptée et des outils de mesure utilisés. Le nombre considérable d'espèces et de gènes, les difficultés taxinomiques et le coût élevé de la réalisation d'études détaillées, même si elles sont circonscrites aux eaux côtières, dictent quels sont les auxiliaires auxquels recourir à des niveaux plus élevés. Ceux-ci comprennent:

- ❑ *Téledétection et cartographie*: Dans les zones peu profondes: photographies aériennes et imagerie satellite à haute résolution. Dans les zones plus profondes: sonar à faisceau multiple et à balayage latéral
- ❑ *Etudes d'évaluation rapide*.

Plus l'auxiliaire est éloigné du niveau cible de diversité, par exemple la télédétection pour surveiller un biotope spécifique à une espèce, et plus le risque est grand que cet auxiliaire ne soit pas efficace. En pareil cas, des enquêtes d'évaluation rapide peuvent être menées, sur la base soit de photographies aériennes soit de la surveillance visuelle de l'habitat de l'espèce dite «clé». *La surveillance visuelle* peut être réalisée au moyen d'enregistrements photo et vidéo le long de transects par plongée avec schnorkel et/ou en scaphandre autonome. L'analyse des images a servi à cartographier les communautés et les types de fond des lagunes littorales de la Corse (Pasqualini *et al.*, 1997). Dans les eaux européennes, la télédétection a été largement utilisée pour cartographier les sites NATURA 2000 (directive «habitats»).

- ❑ *Échantillonnage destructif*: quadrants par plongée avec schnorkel et/ou en scaphandre autonome pour mesurer: a) le couvert (pourcentage de surface couvert par la projection verticale d'espèces), et b) la structure des communautés. La structure des communautés est examinée en termes de couche de végétation (tourbe, couche d'encroûtement et couche droite) et de groupes fonctionnels d'algues macroscopiques (filamenteux, arrondis et allongés, cortiqués, calcaires articulés et carapacés), puis elle donne lieu ensuite à une analyse de la composition et abondance en espèces.

Les études bathymétriques, acoustiques et visuelles peuvent contribuer à cartographier les habitats et à suivre ainsi les modifications des habitats benthiques. L'échantillonnage destructif prend du temps et exige les mêmes compétences techniques que l'échantillonnage des fonds meubles.

Avantages: les méthodes acoustiques semblent très utiles pour les inventaires d'habitats (cf. la carte de Port-Cros). Ces méthodes devraient être plus détaillées afin de choisir un certain nombre d'entre elles. La surveillance visuelle peut également être très efficace.

Inconvénients: qualité de l'observation sur le terrain, bien que la collaboration avec d'autres experts (en océanographie physique, etc.) soit possible. Manque de protocoles communs pour obtenir des résultats comparatifs. La turbidité des écosystèmes lagunaires peut empêcher de recourir à la télédétection.

## MODIFICATIONS PROPOSÉES AUX INDICATEURS DANS L'AIRE DE RÉPARTITION DES TYPES D'HABITAT

### Liste d'indicateurs

Le tableau ci-dessous (tableau 12) énumère les indicateurs qui sont proposés pour l'évaluation de la qualité écologique et qui seront décrits en détail au chapitre suivant. Ils ont été groupés en un tronc commun (indicateurs proposés) et en indicateurs complémentaires (utiles mais de deuxième priorité). Cependant, dans leur description, ils sont cités selon le niveau d'organisation biologique auquel ils ont trait.

**Tableau 12: Liste d'indicateurs biologiques** \*(pour les détails, voir PNUE/RAMOGE, 1999)

**A. Tronc commun d'indicateurs**

1. Populations d'espèces-clés, notamment d'espèces protégées
2. Apparition d'espèces algales nuisibles
3. Nombre d'espèces benthiques exogènes
4. Nombre d'espèces benthiques
5. Présence et portée géographique des macrophytes benthiques
6. Présence/abondance d'espèces/taxons zoobenthiques sensibles
7. Abondance de taxons/genres/espèces opportunistes
8. Diversité des communautés (H) de zoobenthos, phytobenthos
9. Indice biotique
10. Modifications de l'aire de répartition de types d'habitat

**B. Indicateurs complémentaires**

1. Système d'oxygénases à fonction mixte (MFO)\*
2. Niveau de métallothionéines (MT)\*
3. Législation relative aux espèces rares, en danger ou menacées
4. Indice de dominance de groupes/espèces pélagiques opportunistes
5. Équitabilité de Pielou
6. Comparaison des courbes de dominance
7. Distribution log-normale
8. Abondance géométrique/Distribution des classes d'âge
9. Rapport entre les espèces sélectionnées de stratégie «r» et de stratégie «K»
10. Indice trophique endofaunal: sur la base de l'état trophique du zoobenthos.

## 8. DESCRIPTION DES INDICATEURS PROPOSÉS

*Populations d'espèces-clés, notamment d'espèces protégées*

**Définition:** État des populations de chaque espèce de mammifères marins, reptiles, oiseaux marins, poisson, invertébrés et végétaux ainsi que d'oiseaux marins migratoires qui sont assujettis aux dispositions de diverses conventions et accords internationaux et bilatéraux tels que:

- Plan d'action pour la gestion du phoque moine de Méditerranée (*Monachus monachus*). (CAR/ASP-PNUE, 1999a)
- Plan d'action pour la conservation des tortues marines de Méditerranée (Demetropoulos et Chadjichristophorou, 1995; CAR/ASP-PNUE, 1998c; CAR/ASP-PNUE, 1999b, 1999c.
- Plan d'action pour la conservation de la végétation marine en mer Méditerranée(CAR /ASP-PNUE. 1999d).

Justification scientifique: L'impact du stress au niveau des populations peut être évalué grâce à des études morphologiques pour les animaux de grande taille. La réduction de la taille est une réponse bien étayée au stress environnemental. En outre, la surveillance de la dynamique des populations devrait refléter de manière fiable l'efficacité des mesures de gestion.

Les espèces en danger ou menacées dont la liste figure dans la Convention de Berne devraient toutes être considérées comme des espèces-clés (tableau 13). En outre, les espèces dont l'exploitation est réglementée (tableau 14) sont incluses dans cette catégorie. Des modifications morphologiques de populations d'oursins en réponse à un stress



environnemental ont été signalées en mer Ionienne (Pancucci *et al.*, 1993). Les études de la dynamique des populations sont centrées sur des espèces-clés comme l'éponge *Eunicella singularis* (Skoufas *et al.*, 1996), d'autres éponges (Ben Mustapha et Abed, 2001), la tortue *Caretta caretta* (Jribi *et al.*, 2001), etc.

Un programme de surveillance doit comprendre une étude des populations sensibles. Quelques réseaux de surveillance en Europe ont recours à des études de populations pour évaluer la santé du milieu marin ou l'état de la biodiversité marine. Un bon exemple en est celui du «Réseau de surveillance Posidonie» (RSP), mis en place en 1984. C'est probablement le plus ancien système de surveillance méditerranéen utilisant de manière régulière une "espèce-clé" comme bioindicateur. L'algue exogène *Caulerpa taxifolia* est également un bon bioindicateur, bien étudié dans le cadre du PAM pour la conservation de la végétation marine en Méditerranée. Le programme de surveillance appelle aussi l'attention sur l'utilité de la dynamique des populations dans l'étude des impacts des espèces invasives. En 2001, à suite du phénomène de mortalité survenu en 1999 en Méditerranée du Nord-Ouest, un réseau reposant sur les mesures de la vitalité des gorgones a été mis en place en France.

Avantages: L'élaboration de cet indicateur s'inscrit dans les objectifs de la Convention sur la diversité biologique. De nombreuses populations sont surveillées par des ONG dans le cadre de plans d'action.

Inconvénients: s'il existe des protocoles pour surveiller les populations de quelques espèces-clés, il n'y en a pas pour la plupart d'entre elles. Il est difficile d'établir un indice auquel sont attribuées en permanence des valeurs en fonction du degré de stress de manière à évaluer directement l'impact dû au stress ou la réponse à une stratégie de gestion.

#### *Législation concernant des espèces marines rares, en danger ou menacées*

Définition: le nombre de mammifères marins, reptiles, oiseaux, poissons, invertébrés et végétaux (y compris les espèces pertinentes d'herbes ou algues marines) dans chacune des catégories concernées de l'UICN<sup>1</sup> (Union mondiale pour la nature) ou des conventions internationales ou faisant l'objet de législations nationales. Les États méditerranéens ont des obligations découlant d'accords internationaux, dont notamment:

- la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore menacées d'extinction (CITES).
- La Convention de Berne, les directives «oiseaux» et «habitats» de l'UE qui sont appliquées dans tous les pays européens. Treize espèces marines méditerranéennes figurent parmi la faune rigoureusement protégée aux termes des directives «oiseaux» et «habitats», de Natura 2000 et de la Convention de Berne.
- le plan d'action pour la conservation des cétacés dans la mer Méditerranée (PNUE/UICN, 1994; CAR/ASP-PNUE, 1998a)
- Un accord spécial, dans le cadre de la Convention de Bonn, conclu en 1996, pour la conservation des petits cétacés de la mer Noire, de la mer Méditerranée et de la zone Atlantique adjacente, ou accord ACCOBAMS).

L'indicateur est en cours d'élaboration dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique. Le projet de liste d'espèces en danger ou menacées établi par le PNUE coïncide avec la liste de l'annexe II du Protocole relatif aux aires spécialement protégées de la Convention de Barcelone, révisée dans la Convention de Berne (1998). Les principaux taxons et espèces visés sont:

---

<sup>1</sup> Union internationale pour la conservation de la nature

- végétaux - plantes vasculaires; algues
- invertébrés
- oiseaux
- reptiles - serpents de mer; tortues; crocodiles
- poissons
- mammifères marins - grands cétacés; dauphins et marsouins; phoques; .

Avantages: faciles à appliquer sous réserve d'une bonne collaboration et d'un flux d'informations émanant des autorités nationales et des ONG.

Inconvénients: les taxons/espèces à intégrer dans cet indicateur changeront au fur et à mesure que les diverses instances compétentes recueilleront de meilleures informations sur les taxons et espèces problématiques.

#### *Nombre d'espèces benthiques*

Définition: le nombre d'espèces benthiques rencontrées dans un type de communauté bien défini.

Justification scientifique: le nombre d'espèces d'une communauté benthique varie grandement en fonction de la profondeur et du type de sédiment. Une tendance caractéristique manifestée en Méditerranée est une diminution significative du nombre d'espèces en fonction de la profondeur (figure 3).

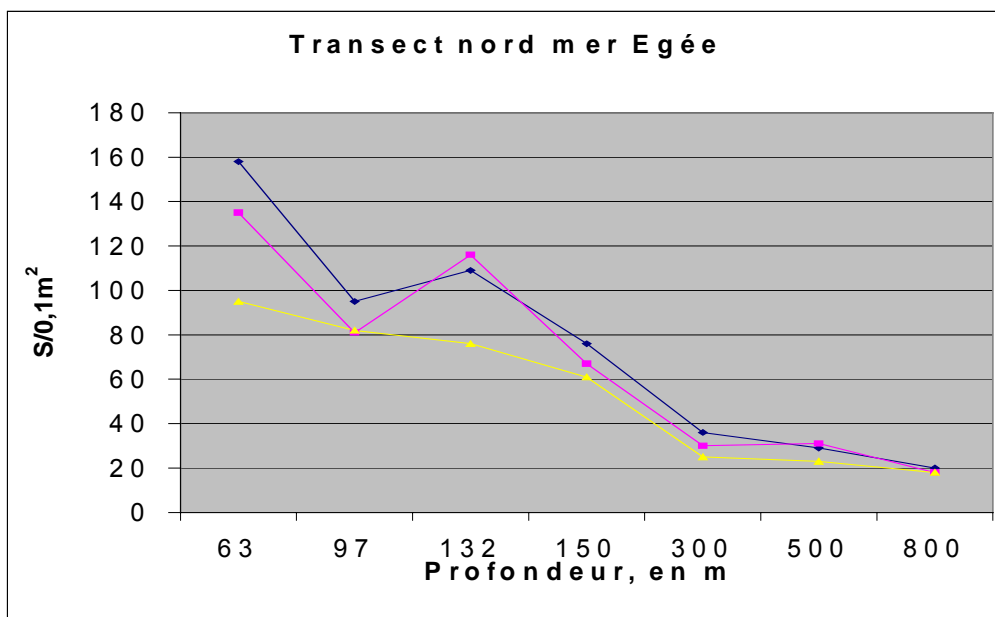


Figure 3. Tendance dans la variété des espèces en fonction de la profondeur. Les lignes correspondent aux réplicats (Source: NCMR, 2001).

Le type de sédiment est le deuxième facteur le plus significatif influant sur la variété des espèces dans un biotope donné. Dans les deux exemples présentés sur la figure 4, il ressort que différentes communautés (formations benthiques dans un certain type de sédiment/profondeur) comprenaient des nombres d'espèces différents. Les données émanent de deux zones très bien étudiées de la mer Égée, lesquelles, étant éloignées de toute source de pollution terrestre et par conséquent non affectées par des activités anthropiques, servent de site de référence. Sur le graphique, il apparaît clairement que le

nombre d'espèces par unité de superficie échantillonnée ne dépend pas de la saison. Cependant il croît à mesure qu'augmente la superficie échantillonnée. Ainsi, d'une moyenne de 72,5 espèces/0,1m<sup>2</sup>, il s'élève à 350 espèces/7m<sup>2</sup> au site de sable vaseux, et de 23 espèces/0,1m<sup>2</sup>, il atteint 128 espèces/7m<sup>2</sup> au site vaseux, respectivement. Si l'on compare le nombre d'espèces d'une unité de superficie échantillonnée avec celle de la moyenne soit de 10 échantillons (MOY S sur la figure) soit de 70 échantillons (MOY/0,1m<sup>2</sup> dans la légende de la figure), il apparaît que le nombre d'espèces d'une unité donnée (superficie de sédiment) peut être une mesure exacte de l'état de l'environnement.

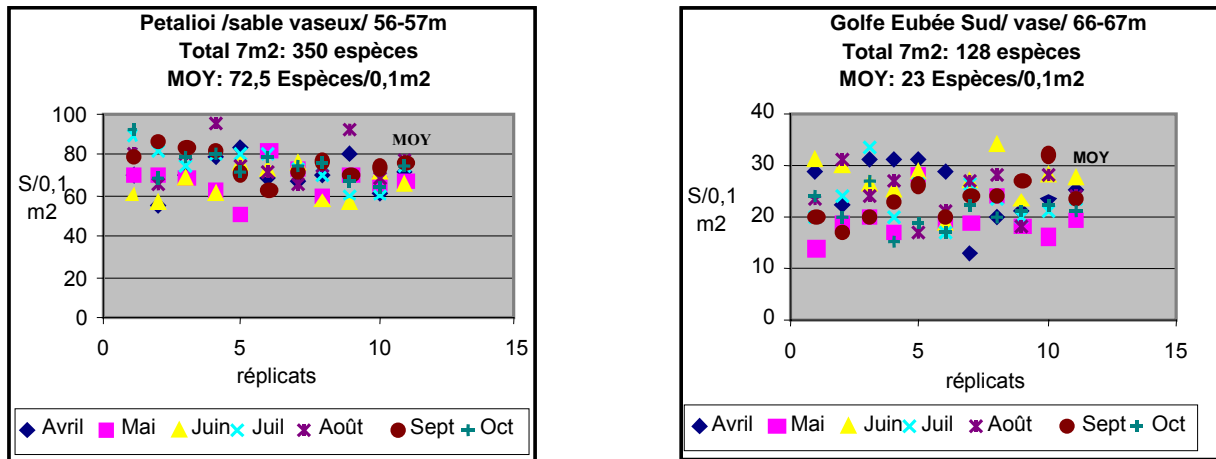


Figure 4 : Variation du nombre d'espèces par unité de superficie échantillonnée (0,1m<sup>2</sup>) et moyenne mensuelle (0,1m<sup>2</sup>) dans différents habitats (profondeur, type de sédiment Données émanant du projet TRIBE (NCMR 1997)

L'une des grandes constantes de la biodiversité, relevée partout, est que le nombre d'espèces croît avec la superficie échantillonnée. Des données concernant le nord de la mer Égée montrent nettement cette augmentation en fonction de l'effort d'échantillonnage. Sur la figure 5, il apparaît que le nombre de taxons découverts dans une zone est proportionnel à l'effort d'échantillonnage et taxinomique déployé. Le nombre de taxons découverts dans une zone du large du nord de la mer Égée est passé de 340 (pour une superficie échantillonnée de 2,66 m<sup>2</sup>) à 606 (pour 12,14m<sup>2</sup>).

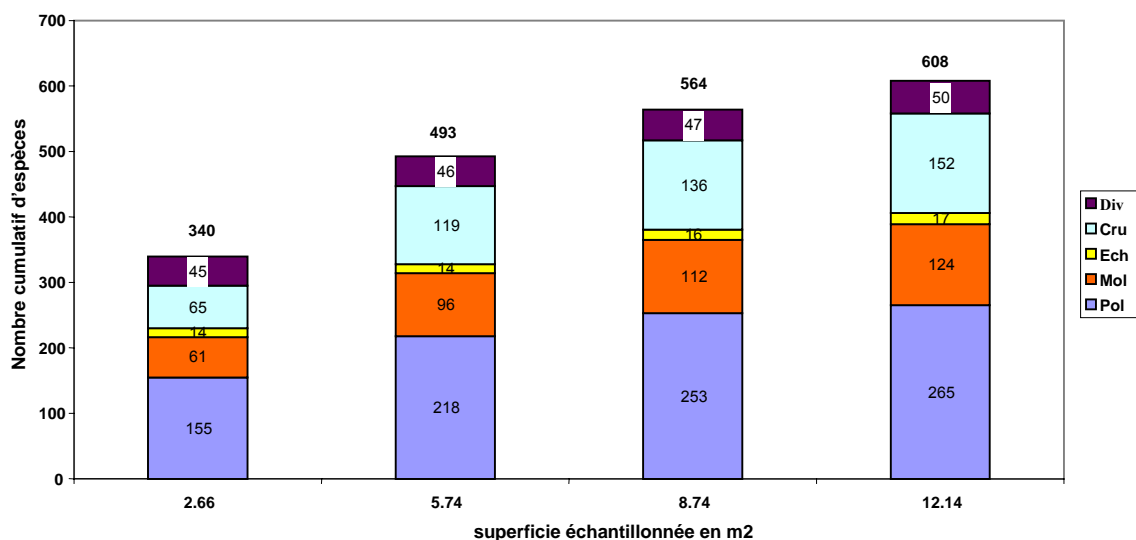


Figure 5: Tendence de la variété des espèces en fonction de la superficie échantillonnée/analysée (Source: NCMR, 2001)

Un exemple de l'efficacité de S dans l'évaluation de la qualité écologique est présenté sur le tableau 15. La réduction de la variété des espèces est en rapport direct avec le stress. Les données proviennent d'une étude d'impact réalisée à la suite d'un déversement accidentel d'hydrocarbures dans un golfe de la mer Égée. La tendance est la même si elle est calculée pour une superficie d'échantillonnage plus réduite (valeurs moyennes) ou plus importante (échantillons composites)

Tableau 15: Réponse de la variété des espèces à une pollution par les hydrocarbures dans un type de communauté donné (sables vaseux peu profonds).(Source: NCMR, 2001).

	0,05m <sup>2</sup>	0,2m <sup>2</sup>
élevée: site de référence	62,7	124,0
Bonne	42,0	89,7
Modérée: pollution par les hydrocarbures	31,5	78,5
Médiocre : pollution par les hydrocarbures	21,3	35,5
Mauvaise: azoïque	0	0

**Avantages:** le nombre d'espèces (S) peut être une mesure fiable du stress environnemental. Des valeurs de référence (fourchette de valeurs) de S pour des communautés «normales/non perturbées» devraient être établies pour différents types de communauté (biotopes) afin de servir aux études d'évaluation de la qualité dans les systèmes perturbés. Ces valeurs peuvent toutefois être différentes selon les mers et les régions. L'écart par rapport aux valeurs de référence reflète alors le degré de stress environnemental.

**Inconvénients:** la définition de S devrait s'appliquer

- à une unité de superficie échantillonnée bien définie (norme:0,1m<sup>2</sup>)
- à des échantillons prélevés avec le même dispositif d'échantillonnage (norme: échantillonneur aléatoire de 0,1m<sup>2</sup>, maillage 0,5mm)
- au même type de communauté (intervalle de profondeurs et type de sédiment).
- si l'identification est effectuée au même niveau taxinomique (4 grands groupes ou tous groupes).

**Tableau 13.**

**LISTE DES ESPÈCES MARINES ET DULÇAQUICOLES EN DANGER OU MENACÉES EN MÉDITERRANÉE (annexe II** du Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée adopté dans le cadre de la Convention de Barcelone en 1996); révisée dans la Convention de Berne, 1998.

<b>Magnolophycées</b> <i>Posidonia oceanica</i> <i>Zostera marina</i> <i>Zostera noltii</i>	<b>Porifères</b> <i>Asbestopluma hypogea</i> <i>Aplysina cavernicola</i> <i>Axinella cannabina</i> <i>Axinella polypoides</i> <i>Geodia cydonium</i> <i>Ircinia foetida</i> <i>Ircinia pipetta</i> <i>Petrobiona massiliana</i> <i>Spongia agaricina</i> <i>Spongia officinalis</i> <i>Spongia zimocca</i> <i>Tethya</i> sp. plur.	<b>Poisson</b> <i>Acipenser naccarii</i> <i>Acipenser sturio</i> <i>Aphanius fasciatus</i> <i>Aphanius iberus</i> <i>Carcharodon carcharias</i> <i>Cetorhinus maximus</i> <i>Hippocampus hippocampus</i> <i>Hippocampus ramulosus</i> <i>Huso huso</i> <i>Lethenteron zanandreaei</i> <i>Mobula mobula</i> <i>Pomatoschistus canestrinii</i> <i>Pomatoschistus tortonesei</i> <i>Valencia hispanica</i> <i>Valencia letourneuxi</i>	<b>Mammifères</b> <i>Balaenoptera acutorostrata</i> <i>Balaenoptera borealis</i> <i>Balaenoptera physalus</i> <i>Delphinus delphis</i> <i>Eubalaena glacialis</i> <i>Globicephala melas</i> <i>Grampus griseus</i> <i>Kogia simus</i> <i>Megaptera novaeangliae</i> <i>Mesoplodon densirostris</i> <i>Monachus monachus</i> <i>Orcinus orca</i> <i>Phocoena phocoena</i> <i>Physeter macrocephalus</i> <i>Pseudorca crassidens</i> <i>Stenella coeruleoalba</i>
<b>Chlorophycées</b> <i>Caulerpa ollivieri</i>			
<b>Phéophycées</b> <i>Cystoseira amentacea</i> <i>Cystoseira mediterranea</i> <i>Cystoseira sedoides</i> <i>Cystoseira spinosa</i>			

<i>Cystoseira zosteroides</i> <i>Laminaria rodriguezii</i>			<i>Steno bredanensis</i> <i>Tursiops truncatus</i> <i>Ziphius cavirostris</i>
	<b>Echinodermes</b> <i>Asterina pancerii</i> <i>Centrostephanus longispinus</i> <i>Ophiaster ophidianus</i>		
<b>Rhodophycées</b> <i>Goniolithon byssoides</i> <i>Lithophyllum lichenoides</i> <i>Ptilophora mediterranea</i> <i>Schimmelmannia schoubsboei</i>		<b>Reptiles</b> <i>Caretta caretta</i> <i>Chelonia mydas</i> <i>Dermochelys coriacea</i> <i>Eretmochelys imbricata</i> <i>Lepidochelys kempii</i> <i>Trionyx triunguis</i>	
	<b>Mollusques</b> <i>Charonia lampas</i> <i>Charonia tritonis variegata</i> <i>Dendropoma petraeum</i> <i>Erosaria spurca</i> <i>Gibbula nivosa</i> <i>Lithophaga lithophaga</i> <i>Luria lurida</i> <i>Mitra zonata</i> <i>Patella ferruginea</i> <i>Patella nigra</i> <i>Pholas dactylus</i> <i>Pinna nobilis</i> <i>Pinna rudis</i> <i>Ranella olearia</i> <i>Schilderia achatidea</i> <i>Tonna galea</i> <i>Zonaria pyrum</i>	<b>Oiseaux</b> <i>Pandion haliateus</i> <i>Calonectris diomedea</i> <i>Falco eleonora</i> <i>Hydrobates pelagicus</i> <i>Larus audouinii</i> <i>Numenius tenuirostris</i> <i>Phalacrocorax aristotelis</i> <i>Phalacrocorax pygmaeus</i> <i>Pelecanus onocrotalus</i> <i>Pelecanus crispus</i> <i>Phoenicopterus ruber</i> <i>Puffinus yelkouan</i>	
<b>Cnidaires</b> <i>Astroides calycularis</i> <i>Errina aspera</i> <i>Gerardia savaglia</i>			
<b>Bryozoaires</b> <i>Homera lichenoides</i>			
<b>Crustacés</b> <i>Ocyropsis cursor</i> <i>Pachylasma giganteum</i>			

**Tableau 14.** Liste des espèces dont l'exploitation est réglementée (**annexe III** du Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée adopté dans le cadre de la Convention de Barcelone en 1996).

<b>Porifères</b> <i>Hippospongia communis</i> <i>Spongia agaricina</i> <i>Spongia officinalis</i> <i>Spongia zimocca</i>	<b>Cnidaires</b> <i>Antipathes sp. plur.</i> <i>Corallium rubrum</i>	<b>Poissons</b> <i>Alosa alosa</i> <i>Alosa fallax</i> <i>Anguilla anguilla</i> <i>Epinephelus marginatus</i> <i>Isurus oxyrinchus</i> <i>Lamna nasus</i> <i>Lampetra fluviatilis</i> <i>Petromyzon marinus</i> <i>Prionace glauca</i> <i>Raja alba</i> <i>Sciaea umbra</i> <i>Squatina squatina</i> <i>Thunnus thynnus</i> <i>Umbrina cirrosa</i> <i>Xiphias gladius</i>
<b>Échinodermes</b> <i>Paracentrotus lividus</i>	<b>Crustacés</b> <i>Homarus gammarus</i> <i>Maja squinado</i> <i>Palinurus elephas</i> <i>Scyllarides latus</i> <i>Scyllarus pigmaeus</i> <i>Scyllarus arctus</i>	

### Nombre d'espèces exogènes

**Définition:** Nombre d'espèces de flore et de faune marines extra-méditerranéennes ayant été involontairement introduites ou populations en état de reproduction invasives et établies et/ou espèces importées qui vivent ensuite à l'état sauvage.

**Justification scientifique:** les environnements pollués ou aux conditions naturelles dégradées sont davantage propices à l'invasion d'espèces exogènes que les sites intacts. Une étude récente sur les organismes antisalissures a révélé que l'on trouvait ces espèces en plus

grand nombre dans une marina polluée que dans une marina non polluée et que le serpule cosmopolite *Hydroïdes elegans*, qui représentait 65% de la population dans la marina polluée, n'était que rarement décelé dans la marina non polluée (Kocak *et al.*, 1999). Les introductions dues à la mariculture sont le plus souvent circonscrites à des habitats lagunaires ou estuariens, et les espèces transportées par des navires le sont à des ports pollués (Zibrowius, 1992) - environnements dont la faible biodiversité est notoire.

L'invasion de la Méditerranée par des espèces exogènes a été principalement étudiée pour ce qui concerne le necton et la macrofaune. La documentation effective d'une invasion ne peut être établie que sur la base d'archives précoces et fiables de la présence en Méditerranée de groupes faunistiques avant le début/milieu du 19<sup>ème</sup> siècle, par comparaison avec des groupes qui sont seulement été relevés bien plus tard et qui peuvent donc être attribués au trafic maritime moderne, à l'évasion d'espèces capturées ou à l'ouverture du canal de Suez. Il est beaucoup plus difficile de documenter l'invasion en mer Méditerranée d'éléments de méiofaune exogènes puisque les archives anciennes sont beaucoup plus rares à leur sujet. Cependant, les foraminifères benthiques ont un bon potentiel de préservation et peuvent être présents en grands nombres, si bien qu'ils ont tendance à laisser avec le temps des traces écrites plus importantes de leur présence par comparaison avec des éléments de la macrofaune.

Une vaste étude menée récemment sur les foraminifères benthiques des eaux peu profondes du plateau continental bordant le sud-est de la Méditerranée (Hyams, 2001) indique que près de 20% des espèces de foraminifères locales sont soupçonnées d'être d'origine exogène. L'on est en mesure de porter cette appréciation à la suite de la publication de fraîche date de l'Atlas des foraminifères récents du golfe d'Aqaba (Hottinger *et al.*, 1993) et de compilations modernes des espèces méditerranéennes (Ciment et Langer, 1993, Yanko *et al.*, 1998), qui permettent de comparer les formations de foraminifères benthiques dans l'une et l'autre régions. En outre, leur réponse à la surveillance de la pollution en font de bons candidats pour l'évaluation des qualités écologiques.

Avantages: Il existe une prise de conscience mondiale parmi le public et la communauté scientifique, et les espèces exogènes sont facilement discernées.

La série des atlas de la CIESM sur les principaux taxons exogènes accessibles sur Internet, fournissent les moyens de faire la distinction entre espèces.

Inconvénients: Les atlas de la CIESM ne recensent pas tous les groupes. De nombreuses régions, comme les côtes de l'Afrique du Nord, sont littéralement *terra incognita*.

*Apparition d'espèces nuisibles (proliférations d'algues toxiques)*

Définition: Apparition d'espèces phytoplanctoniques nuisibles posant un problème de santé publique. Mesurée par les relevés du nombre de cas et les tendances de ces relevés dans les exploitations maricoles et les ports (transport par les ballasts des navires).

Parmi le grand nombre d'espèces phytoplanctoniques existant dans l'ensemble du monde, certaines sont nocives, voire toxiques. Les espèces les plus nocives sont celles qui produisent des substances directement toxiques (toxines) pour la flore et la faune marines, qui s'accumulent dans les coquillages, le poisson, etc. Ces toxines sont transmises à l'homme lors de la consommation de fruits de mer et deviennent alors une menace sérieuse pour la santé publique. Aussi les toxines sont-elles recherchées dans les coquillages et autres produits de la mer dans le but de protéger les consommateurs. Pour l'heure, il est établi que, chez l'homme, cinq syndromes sont causés par la consommation de produits de la mer contaminés. Ce sont:

- ✓ l'intoxication amnésiante par les coquillages (ASP);
- ✓ l'intoxication diarrhéique par les coquillages (DSP);
- ✓ l'intoxication paralysante par les coquillages (PSP);
- ✓ l'intoxication neurotoxique par les coquillages (NSP);
- ✓ l'intoxication toxique cyanobactérienne (nodularine).

Les efflorescences algales toxiques surviennent dans de nombreuses zones de la Méditerranée et pourraient présenter une fréquence accrue en raison des apports d'éléments nutritifs provenant des terres. L'attention se porte avant tout sur les trois premiers syndromes. Une initiative européenne (projet BIOHAB, financé par l'Union européenne) vise à déterminer les interactions entre régulation anthropique et régulation biologique des pertes et des gains de populations d'algues toxiques proliférantes.

Avantages: les exploitations maricoles sont surveillées quant à la présence d'algues nocives. Il existe des réseaux européens et une sensibilisation des autorités pour l'étude des proliférations algales toxiques.

Inconvénients: L'évaluation de la qualité de la détermination et de la quantification des espèces pose problème. Il y a aussi des différences dans les programmes de surveillance.

#### *Indice de dominance*

Définition: **Indice de dominance de McNaughton** (McNaughton, 1967): contribution en pourcentage des deux espèces les plus abondantes. C'est l'indice de dominance le plus couramment utilisé dans les études du phytoplancton. Il peut être calculé pour un groupe, par exemple les diatomées, ou pour l'ensemble de la communauté phytoplanctonique.

$$\delta = 100 * \frac{(N1 + N2)}{N}$$

N1, N2= nombre d'individus dans les deux espèces les plus abondantes  
N = nombre d'individus dans une population ou une communauté

**L'indice de dominance de Berger-Parker** = N1/N (Berger et Parker, 1970): contribution en pourcentage des espèces les plus abondantes.

N1 = nombre d'individus dans les espèces les plus abondantes  
N = nombre d'individus dans une population ou une communauté

Avantages: On constate aisément qu'un indice de dominance est beaucoup plus facile à calculer qu'un indice de diversité, car il nécessite moins de travail (il suffit d'identifier les deux espèces les plus abondantes, ce qui pose donc moins de problèmes d'assurance qualité dans l'identification des espèces, notamment pour ce qui est des espèces rares, etc. En outre, en ce qui concerne le phytoplancton, il convient de mesurer un certain nombre de champs dans la cuvette contenant l'échantillon placé sous le microscope inversé et de dénombrer dans les mêmes champs les deux espèces les plus abondantes, sans avoir à les identifier totalement.

Inconvénients: Tsirtsis et Karydis (1998) ont évalué des indices de dominance en utilisant les données de deux sites d'échantillonnage, l'un eutrophe et l'autre oligotrophe (connus *a priori* en tant que tels), comme données de référence. L'indice de dominance de McNaughton s'est avéré être plus sensible que celui de Berger-Parker pour faire la distinction entre conditions eutrophes et oligotrophes. Cependant, il n'était pas assez sensible pour résoudre les différences de structure de la communauté imposées par les différents niveaux trophiques dans les zones non eutrophes.

*Présence et abondance du macrophytobenthos marin (macrophytes)*

Définition: Le macrophytobenthos marin comprend deux groupes de végétaux fondamentalement différents: les algues (plantes non vasculaires macroscopiques) et les herbes marines (plantes vasculaires). Hormis leurs valeurs floristiques intrinsèques comme suite variée d'espèces, les communautés de macrophytobenthos ont un rôle écologique important dans l'écosystème du plateau continental (autrement dit de producteurs primaires importants, de constructeurs d'habitats). Les prairies sous-marines, en particulier, forment la base structurelle de certains des écosystèmes côtiers les plus productifs du monde, notamment les zones intertidales et pré-littorale à fonds rocheux et meubles, les récifs de corail et les lagunes.

Un indice écologique basé sur les macrophytes pourrait combiner la présence-absence d'espèces-clés et une estimation de leur abondance sur les substrats meubles et durs. L'abondance est habituellement exprimée en superficie (hectares) couverte par les macrophytes. Une approche linéaire pourrait aussi être utilisée (km de linéaire côtier), en particulier pour les algues qui se sont développées sur des substrats durs comme les ceintures étroites.

Justification scientifique: le phytobenthos est mentionné dans la directive cadre sur l'eau comme «élément de qualité» pour le classement des zones de transition et côtières marines. Comme les macrophytes benthiques sont des organismes sessiles et habituellement vivaces, ils sont continuellement soumis aux stress et perturbations qui sont associés aux modifications de la qualité de l'eau le long de l'interface terre/mer. Ils répondent directement à celles-ci et en constituent ainsi des indicateurs sensibles. Les macrophytes sont généralement sensibles à la qualité de l'eau – en particulier à la turbidité, à l'eutrophisation, à certains résidus chimiques, mais aussi à la pêche au chalut et à la concurrence des espèces exogènes). Ainsi, plusieurs espèces de macrophytes marins ont été largement utilisées comme indicateur phytobenthique des évolutions de l'écosystème aquatique de l'état non pollué à l'état dégradé.

L'exemple le plus caractéristique est celui de *Posidonia oceanica*, qui est toutefois incluse dans les espèces-clés, et dont la population en Méditerranée est mentionnée comme "*Populations d'espèces-clés, y compris d'espèces protégées*". Le groupe de phycologie de l'Université de Gand (Belgique) qui a étudié les algues comme indicateurs des écosystèmes benthiques marins non seulement en Belgique mais sur le littoral de la Papouasie-Nouvelle Guinée et de l'Afrique de l'Est et du Sud-Est considère les herbes marines comme l'un des meilleurs indicateurs des altérations survenant dans les zones côtières (Schils *et al.*, 2001). Le phytobenthos a été utilisé comme indicateur biologique de la qualité du milieu dans des lagunes méditerranéennes (Fernandez *et al.*, 2001: Corse; Sfiso et Ghetti, 1998: lagune de Venise; Chrysovergis et Panayotidis, 1995: golfe d'Eubée Nord; Panayotidis *et al.*, 1999: île de Lesbos). Dans ces études, il a été démontré que les communautés de macrophytes en termes de présence-absence, distribution, abondance (superficie couverte), présentent des profils de variabilité temporelle et spatiale qui reflètent les conditions environnementales et, de ce fait, une surveillance à long terme est nécessaire pour faire le diagnostic de l'état écologique (discerner des tendances écologiquement significatives). Il est également possible, pour surmonter la complexité taxinomique, d'étudier les communautés d'un point de vue fonctionnel (groupes d'espèces fonctionnellement similaires). Les algues et les herbes marines constituent deux groupes évolutionnistes et physiologiquement différents (Hemminga et Duarte, 2000) mais ont souvent été examinés ensemble en raison de leurs similitudes morphologiques/fonctionnelles et du chevauchement apparent de leurs habitats.

Au niveau fonctionnel, les communautés paraissent être beaucoup plus stables dans le temps et prévisibles que si elles sont examinées au niveau des espèces. Par exemple, les stress d'origine anthropique font évoluer la structure des communautés vers la dominance



des espèces opportunistes. Ainsi, un signal fiable d'eutrophisation croissante est le remplacement d'algues vivaces, au statut successional tardif, comme *Cystoseira* spp. et *Fucus* spp., par des espèces opportunistes comme *Ulva* spp. et *Enteromorpha* spp (Harlin, 1995; Schramm, 1999).

Un modèle permettant d'évaluer l'état écologique des eaux de transition et côtières a été récemment mis au point par Orfanidis *et al.* (sous presse) sur la base de la couverture des macrophytes en fonction de leur morphologie fonctionnelle. Selon ce modèle, l'évaluation de l'état écologique est divisé en cinq catégories (de «très bon» à «mauvais»), ainsi qu'il ressort d'une comparaison croisée dans une matrice de l'Ecological State Group et d'un système de notation numérique

**Avantages:** largement applicable (à l'échelle européenne). L'identification pourrait se limiter aux groupes fonctionnels.

**Inconvénients:** taxinomie difficile (si l'identification doit atteindre le niveau spécifique). Méthode d'échantillonnage différente dans le cas des fonds meubles et durs. Approches différentes pour l'estimation de l'abondance (par exemple, superficie pour les herbes marines, linéaire pour les algues).

**Tableau 16: Caractéristiques fonctionnelles et stratégies de croissance des macrophytes benthiques marins (d'après Orfanidis *et al.*, sous presse).**

Longévité (succession)	Stratégie de croissance selon Grime (2001)	Genres échantillonnés	Groupe d'état écologique
Annuels (Opportunistes)	Rudéraux	<i>Ulva</i> , <i>Enteromorpha</i> , <i>Scytosiphon</i> (erect phase), <i>Dictyota</i>	II
Annuels (Opportunistic)	Rudéraux	<i>Cyanophyceae</i> , <i>Chaetomorpha</i> , <i>Cladophora</i> , <i>Polysiphonia</i> , <i>Ceramium</i> , <i>Spyridia</i>	II
Annuels (mi-successionnels)	Rudéraux résistants aux stress ou compétiteurs résistants aux stress	<i>Acanthophora</i> , <i>Caulerpa</i> , <i>Chordaria</i> , <i>Gracilaria</i> , <i>Laurencia</i> , <i>Liagora</i>	II
Vivaces (statut successional tardif)	Compétiteurs	<i>Cystoseira</i> , <i>Chondrus</i> , <i>Fucus</i> , <i>Laminaria</i> , <i>Padina</i> , <i>Sargassum</i> , <i>Udotea</i>	I
Vivaces (statut successional tardif)	Compétiteurs	<i>Amphiroa</i> , <i>Corallina</i> , <i>Galaxaura</i> , <i>Halimeda</i> , <i>Jania</i>	I
Vivaces (statut successional tardif)	Compétiteurs	<i>Hydrolithon</i> , <i>Lithothamnion</i> , <i>Peyssonnelia</i> , <i>Porolithon</i>	I
Vivaces (statut successional de pionnier à tardif)	Résistants aux stress	<i>Cymodocea</i> , <i>Posidonia</i> , <i>Ruppia</i>	I

#### Présence de taxons/espèces sensibles

**Définition:** présence de taxons/genres/espèces indicateurs mentionnés comme vulnérables, et à faible taux de reproduction. La présence peut être exprimée soit comme densité absolue par m<sup>2</sup> ou comme abondance relative en pourcentage. Ce paramètre/indicateur est également utilisé pour calculer d'autres indices communautaires et mettre en évidence les modifications de la diversité des espèces.

**Justification scientifique :** Borja *et al.* (2000), se fondant sur la sensibilité des espèces zoobenthiques à un gradient de stress croissant ont classé celles-ci en cinq groupes. Le premier groupe comprend des espèces très sensibles qui ne sont présentes que dans des conditions non polluées (Groupe 1: carnivores spécialisés et certains polychètes tubicoles se

nourrissant sur les dépôts). Simboura et Zenetos (sous presse) ont établi une liste préliminaire de taxons sensibles selon le type de communauté.

À un niveau taxinomique supérieur, il a été établi que certains taxons comme les échinodermes et les amphipodes sont sensibles aux stress environnementaux. Une relation inverse a été décelée entre la richesse de la population d'amphipodes et le degré de pollution dans les substrats durs (Bellan-Santini, 1980). Trois groupes d'espèces ont été définis (tableau 17), qui correspondent aux trois classes d'état écologique, de «très pur» à «très pollué». Il a également été établi que, dans les zones sableuses, l'absence/présence et la dominance relative des amphipodes sont des éléments en rapport avec la qualité du milieu (Bakalem, 2001a). À cet égard, la faune des amphipodes a été étudiée dans trois zones soumises à une pression différente en Algérie, à savoir: la baie d'Alger (effluents industriels et urbains), la baie de Bou Ismail( effluent urbain) et le golfe de Jijel (zone non polluée). Les résultats ont montré que les amphipodes étaient absents des eaux polluées des deux premières zones et que la diversité globale était maximale dans la zone non polluée (20,98% de la diversité totale), plus faible dans la baie de Bou Ismail (17,81% de la diversité totale) et encore moindre dans la baie d'Alger (9-14% de la diversité totale). Une liste des espèces présentes dans chaque zone est présentée sur le tableau 18.

Comme les densités d'espèces sensibles (vulnérables) sont des niveaux de référence dépendants de la communauté, les niveaux de référence vont varier entre espèces indicatrices et communauté. Les densités moyennes pourraient toutefois être considérées comme des estimations inférieures aux niveaux de référence. Les niveaux de référence sont à établir à partir de communautés non polluées (pression anthropique minimale à totalement absente).

Tableau 17: Groupes d'espèces selon la qualité écologique sur les substrats durs (d'après Bellan-Santini, 1980)

Pure à très pure	Intermédiaire	Plus ou moins polluée
<i>Hyale</i>	<i>Amphithoe ramondi</i>	<i>Caprella acutifrons</i>
<i>Elasmopus pocillimanus</i>	<i>Stenothoe tergestina</i>	<i>Podocerus variegatus</i>
<i>Caprella liparotensis</i>		<i>Jassa falcata</i>

Tableau 18. Espèces amphipodes présentes dans les sables fins sous différents stress environnementaux (d'après Bakalem, 2001) (r) = rare; espèce dominante soulignée.

Sables fins - site de référence	Pollution urbaine	Pollution urbaine + industrielle
<u><i>Ampelisca brevicornis</i></u>	<u><i>Urothoe poseidonis</i></u>	<u><i>Pariambus typicus f. armata</i></u>
<u><i>Ampelisca spinipes</i></u>	<u><i>Urothoe brevicornis</i></u>	<u><i>Atylus swammerdami</i></u>
<u><i>Ampelisca sarsi</i></u>	<u><i>Urothoe grimaldii</i></u>	<u><i>Ampelisca spinipes</i></u>
<u><i>Ampelisca diadema</i></u>	<u><i>Ampelisca brevicornis</i></u>	<u><i>Ampelisca sarsi</i></u>
<u><i>Lembos spiniventris</i></u>	<i>Lembos spiniventris (r)</i>	
<u><i>Urothoe poseidonis</i></u>	<i>Ampelisca diadema (r)</i>	
<u><i>Urothoe brevicornis</i></u>	<i>Ampelisca sarsi (r)</i>	
	<i>Siphonoecetes dellavallei (r)</i>	
	<i>Lembos angularis (r)</i>	
	<i>Phtisica marina (r)</i>	

Avantages: la présence de taxons sensibles est une mesure fiable de la santé de l'écosystème.

Des espèces indicatrices sensibles pour les communautés phytobenthiques et zoobenthiques sont proposées dans Orfanidis *et al.* (sous presse) et dans Simboura et Zenetos (sous presse).

Le programme EUNIS de classement des biotopes devrait fournir une base précieuse pour l'évaluation des indicateurs en fonction du type de communauté (Connor, 2000).

Inconvénients: la présence d'unités taxinomiques sensibles (taxons/genres/espèces) dépend de la communauté. Par conséquent, l'absence dans un type de communauté n'implique pas forcément une perturbation. Il conviendrait de dresser un tableau des taxons sensibles caractérisant différentes communautés avec des niveaux de référence.

#### *Abondance de taxons/espèces benthiques opportunistes*

Définition: densité des espèces de petite taille, à vie courte et opportunistes. La présence peut être exprimée en densité absolue par m ou en abondance relative (%). Utilisé également pour le calcul de la diversité des communautés (H) et d'autres indices biotiques.

Justification scientifique: les études d'impact menées au niveau mondial ont montré qu'un grand nombre d'espèces phytobenthiques et zoobenthiques ne réagissent pas aux pressions anthropiques/environnementales. Ces espèces, dites opportunistes, ont tendance à être dominantes aux dépens d'autres espèces sensibles qui sont éliminées. Ces espèces opportunistes peuvent être considérées comme des indicateurs judicieux de perturbation. Les taxons/espèces benthiques indicateurs de perturbations environnementales ont été passés en revue par Rygg (1995), Borja *et al.* (2000) et, en Méditerranée, par Orfanidis *et al.* (sous presse)[phytobenthos] et Simboura et Zenetos (sous presse) [zoobenthos] qui ont établi des listes préliminaires. Ces espèces peuvent être présentes dans plusieurs types de communauté. Cependant, la densité des espèces est différente entre les types de communauté; des niveaux de référence et des objectifs de qualité écologique devraient être formulés pour chaque espèce, pour chaque type de communauté, séparément. Les densités moyennes peuvent être considérées comme des estimations les plus élevées des niveaux de référence. Des niveaux de référence sont formulés pour une pression anthropique minimale. Une réduction de la pression anthropique devrait donc entraîner une diminution des densités de ces espèces opportunistes. Polychètes: des espèces de polychètes appartenant à des familles comme les spionididés, les capitellidés et les cirratulidés sont considérées comme de bons candidats pour cet indicateur. L'utilité des polychètes dans l'étude des impacts dus aux apports et aux rejets fluviaux a été démontrée par de nombreux chercheurs et récemment par Cardell *et al.* (1999). Nématodes: l'utilité de la composante nématodes de la méiofaune en vue d'évaluer les perturbations du milieu a été démontrée pour différents stressseurs. Les modifications de l'abondance des nématodes en réponse à l'élimination de matériaux de dragage à toute une série d'emplacements ont été documentées sur le pourtour du littoral du Royaume-Uni (Boyd *et al.*, 2000).

Sur la base d'une synthèse de cette question et des données recueillies dans des zones de la Méditerranée (Dauvin, 1993; Pearson et Rosenberg, 1978; Bellan, 1985), le tableau suivant (tableau 19) indique les zones de pollution avec les espèces-clés macrozoobenthiques dans les communautés sableuses-vaseuses.

Tableau 19. Espèces reflétant le degré de l'état de l'environnement (d'après Zenetos et Simboura, 2001)

1	Zone de pollution maximale	Azoïque
2	Zone fortement polluée	<u>Opportunistes</u> : <i>Capitella capitata</i> , <i>Malacoceros fuliginosus</i> <i>Corbula gibba</i>
3	Zone modérément polluée	<u>Opportunistes</u> : <i>Chaetozone sp</i> , <i>Polydora flava</i> , <i>Schistomeringos rudolphii</i> , <i>Polydora antennata</i> , <i>Cirriformia tentaculata</i>
4	Zone de transition	<u>Espèces résistantes</u> : <i>Paralacydonia paradoxa</i> , <i>Protodorvillea kefersteini</i> <i>Protodorvillea kefersteini</i> , <i>Lumbrineris latreilli</i> , <i>Nematonereis unicornis</i> , <i>Thyasira flexuosa</i>
5	Zone normale	<u>Espèces sensibles</u> : par ex., <i>Syllis sp.</i>

Avantages: des espèces indicatrices potentielles de communautés phytobenthiques et zoobenthiques sont proposées dans Orfanidis *et al.*, (sous presse) et Simboura et Zenetos, 2002.

- Le programme EUNIS de classement de biotopes offre une base précieuse pour l'évaluation d'indicateurs selon le type de communauté (Connor, 2000).

Inconvénients:

- les espèces indicatrices sont dépendantes de la communauté;
- les niveaux de référence et les barèmes de notation pour les qualités écologiques devraient être établis pour ces espèces indicatrices pour chaque communauté benthique.

*Diversité de la communauté (H)*

Définition: la diversité est calculée au moyen de la formule de Shannon-Wiener (*H*) (Shannon et Weaver 1963):

$$H = -\sum_i^s P_i \log_2 P_i$$

où  $P_i = n_i / N$  ( $n_i$  le nombre d'individus de l'espèce  $i$  ème et  $N$  le nombre total d'individus) et  $s$  le nombre total d'espèces. Des valeurs de densité élevées sont normalement en rapport avec des nombres élevés d'espèces et indiquent des conditions environnementales bénéfiques.

Le nombre d'espèces et leur abondance relative peuvent être combinés dans un indice qui montre une relation plus étroite avec d'autres propriétés de la communauté et de l'environnement que ne le ferait le seul nombre d'espèces. L'indice de diversité de Shannon-Wiener, élaboré à partir de la théorie de l'information, a été largement utilisé et testé dans divers environnements. Bien qu'il reflète des modifications du mode de dominance, il a été soutenu qu'il n'est pas plus sensible que les caractéristiques d'abondance et de biomasse totales pour détecter les effets de la pollution et qu'il prend davantage de temps à établir.

Quand on évalue H, on devrait prendre en compte séparément ses deux composantes avec les données faunistiques en vue de déceler l'extrême abondance d'espèces opportunistes indiquant une perturbation. Il existe certains cas où la diversité est significativement élevée et même supérieure à la normale alors que la diversité est perturbée. Le point d'écotone est une zone de transition entre deux stades successionnels après que la communauté soit revenue à la normale. La communauté, au point d'écotone, se compose d'espèces de deux environnements adjacents (plus ou moins enrichis). Après le point d'écotone, la communauté atteint souvent un nombre d'espèces maximal, vraisemblablement en raison de la présence d'espèces sensibles recolonisant la communauté et d'espèces résistantes, alors que l'abondance diminue au niveau stable habituellement relevé dans les communautés normales. Ainsi, la diversité peut devenir supérieure à celle des communautés normales (Pearson et Rosenber, 1978; Bellan, 1985).

Les valeurs de la diversité de la communauté sont influencées par la taille des échantillons, la méthode d'échantillonnage et les procédures d'identification. Par conséquent, certaines valeurs de la diversité des espèces ne peuvent être comparées que si la même méthode d'échantillonnage a été suivie, avec des efforts équivalents d'examen taxinomique rigoureux. C'est seulement dans ces conditions d'assurance qualité que les tendances ou variations de la diversité des espèces peuvent être étudiées, ainsi que l'on fait, à des fins de représentations graphiques expérimentales, Lavaley (2000) pour la mer du Nord et Simboura et Zenetos (sous presse) pour la mer Méditerranée.

La diversité des communautés dans les eaux grecques varie de 1,82 à 6,68, si elle est calculée sur la base de données groupées. Cependant, si elle est calculée sur la base d'une unité de superficie échantillonnée standard (0,1m<sup>2</sup>), la valeur maximale est de 6,06 bits/unit. Le tableau 20 présente l'intervalle de variation des valeurs de la diversité par type de communauté.

Tableau 20: intervalle de variation de la diversité des communautés (H) selon l'échantillonnage (0,05; 0,1; 0,2; 0,5m<sup>2</sup>) et le type de communauté (d'après Simboura et Zenetos, sous presse).

Type de communauté	H min (perturbé à pollué)	H max (non perturbé)
Sables médiolittoraux	0,57-1.31 (golfe Thermaïque)	1,12-1,40 (golfe du Strymon)
Deltas	0,85/0,2m <sup>2</sup> (Evros)	3,74/0,2m <sup>2</sup> (golfe du Strymon)
État lagunaire	0,78/0,1m <sup>2</sup> (Logarou)	3,29/0,1m <sup>2</sup> (Papagos)
Sables vaseux	3,5/0,1m <sup>2</sup> (golfe Saronique, Izmir)	5,67/0,1m <sup>2</sup> (Petalioi)
Sables vaseux avec couvert végétal	3,5/0,1m <sup>2</sup> (Turquie)	5,21/0,1m <sup>2</sup> (mer Ionienne)
Vases sableuses	1,99/0,1m <sup>2</sup> (golfe Saronique)	4,94/0,1m <sup>2</sup> (golfe Pagasitique)
Vases peu profondes	3,17/0,1m <sup>2</sup> (golfe Malliaque)	4,7/0,1m <sup>2</sup> (golfe du Strymon)
Vases plus profondes	2,36/0,1m <sup>2</sup> (golfe d'Eubée Sud)	4,04/0,1m <sup>2</sup> (golfe d'Eubée Sud)
Sables peu profonds	1,82/0,5m <sup>2</sup> (Marseille)	5,16/0,5 (île de Milos /Cyclades)
Sables plus profonds avec détrit	2,87/0,1m <sup>2</sup> (mer Ionienne)	5,22/0,1m <sup>2</sup> (mer Ionienne)
Sables grossiers plus	3,74/0,1m <sup>2</sup> (mer Ionienne)	6,06 /0,1m <sup>2</sup> (golfe du

Type de communauté	H min (perturbé à pollué)	H max (non perturbé)
profonds		Strymon)
Sables vaseux peu profonds	2,35/0,05m <sup>2</sup> (Geras)	5,23/0,05m <sup>2</sup> (Oropos)
Communauté coralligène	4,84/0,1m <sup>2</sup> (Chalkis)	5,16/0,1m <sup>2</sup> (mer Ionienne)

Kabuta et Duijts (2000) ont signalé une augmentation de la diversité du macrozoobenthos (valeur de l'indice de Shannon-Wiener) dans les eaux côtières néerlandaises au cours de la période 1995-1998, qui a été attribuée à une diminution de la dominance. Ils ont estimé que H pouvait être utilisé comme indicateur de qualité écologique. De même, un autre auteur (Anonyme, 2000) a utilisé H comme outil et a progressé dans le classement de l'état de qualité écologique des eaux de la mer du Nord selon le barème figurant sur le tableau 21. Zenetos et Simboura (2001) se sont employés à classer les eaux grecques en recourant à une approche similaire.

Tableau 21 Classement de la diversité (H) de la faune de fonds meubles (AEE, 2001)

Paramètres	Classes				
	I	II	III	IV	V
	Très bon	Bon	moyen	Médiocre	Mauvais
Indice de Shannon-Wiener (H) (Norvège)	>4	4-3	3-2	2-1	<1

### Phytobenthos

L'indice de diversité de Shannon-Wiener fondé sur la végétation benthique, a été utilisé avec succès pour rendre compte de la qualité écologique en Méditerranée orientale (Chryssovergis et Panayotidis, 1995; Panayotidis et Chryssovergis, 1998; Panayotidis *et al.*, 1999; Monterosato et Panayotidis, 2001).

**Avantages:** Bien qu'il soit influencé par la taille de l'échantillonnage, il l'est moins que la variété des espèces.

**Inconvénients:** nécessité d'une identification détaillée jusqu'au niveau des espèces (haute compétence en matière de taxinomie). L'indice ne dépend que modérément du type de communauté. Il n'est pas applicable aux organismes coloniaux qui constituent la majorité des espèces sur substrats durs. Quand on évalue H, il convient de prendre en compte ses deux composantes (H, J), avec les données faunistiques, en vue de déceler une abondance extrême d'espèces opportunistes révélatrice d'une perturbation. Par exemple, dans les zones de transition entre deux stades successionnels, la diversité peut être élevée, même supérieure à la normale, alors que la communauté est perturbée.

### Indice biotique

Il s'agit d'un coefficient biotique destiné (Simboura et Zenetos, sous presse) à classer les communautés benthiques dans un état de qualité écologique selon les prescriptions de la directive cadre sur l'eau (CEE, 2000). Il est fondé sur une idée initiale de Borja *et al.* (2000) et a été modifié pour devenir d'un emploi plus simple.

Les espèces zoobenthiques sont classées en trois groupes écologiques et il leur est attribué une note de 1 à 3 selon leur degré de résistance ou de sensibilité à la pollution. Ces trois groupes écologiques sont:

Groupe 1 (GI): espèces recevant la note 1, sensibles aux perturbations en général. Des espèces insensibles aux perturbations, toujours présentes en faibles densités avec des variations non significatives en fonction du temps, sont incluses également dans ce groupe. Ce groupe correspond aux espèces de stratégie «K» avec une durée de vie relativement longue, une croissance lente et une biomasse élevée (Gray, 1979).

Groupe 2 (GII): espèces recevant la note 2. Espèces résistantes aux perturbations ou aux stress, dont les populations peuvent répondre à l'enrichissement ou à une autre source de pollution par un accroissement des densités (situations légèrement déséquilibrées). Ce groupe comprend aussi des espèces opportunistes de second ordre, ou des espèces colonisatrices à statut successional tardif avec une stratégie «r»: espèces à vie courte, à croissance rapide, à maturation sexuelle précoce et ayant des larves tout au long de l'année.

Groupe 3 (GIII): espèces recevant la note 3. Espèces opportunistes de premier ordre (situations fortement déséquilibrées), pionnières, colonisatrices, résistantes à l'hypoxie.

À la suite de nombreux calculs, d'une validation et d'une vérification avec des données provenant d'écosystèmes grecs et de la Méditerranée, il a été mis au point un algorithme en accordant un poids différent à la présence/abondance de chaque groupe:

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

L'indice biotique reçoit des valeurs continues de 2 à 6, et équivaut à 0 quand la communauté de la zone est azoïque. Il en ressort un système de classement (tableau 22) qui est fonction de CB en comportant cinq niveaux d'état de qualité écologique.

Tableau 22. Classement de la qualité écologique selon la variation de l'indice biotique (source: Simboura et Zenetos, sous presse).

Classement de la pollution	Indice biotique	État de qualité écologique
Normal/non pollué	$4,5 \leq BC < 6$	Très bon
Légèrement pollué, de transition	$3,5 \leq BC < 4,5$	Bon
Modérément pollué	$2,5 \leq BC < 3,5$	Moyen
Fortement pollué	$2 \leq BC < 2,5$	Médiocre
Azoïque	Azoïque	Mauvais

Avantages: L'indice biotique proposé est d'un emploi commode, il n'est pas spécifique du type de communauté ou du site (application générale), il est stable (pas affecté par la taille de l'échantillon) et efficace puisqu'il englobe à la fois les traits de la structure de la communauté (équitabilité de distribution) et de la composition des espèces selon les propriétés écologiques de celles-ci.

Inconvénients: on se heurte à des difficultés dans l'utilisation de l'indice dans le cas des eaux de transition où les conditions naturelles favorisent la présence d'espèces résistantes dont la densité est très élevée. Les lagunes non perturbées peuvent alors apparaître avec un faible état de qualité si l'on a recours à l'indice biotique. D'autres indices tels que la distribution géométrique de la taille corporelle peuvent être plus fiables (*Reizopoulou et al.*, 1996).

Un autre cas où l'indice biotique devrait être manipulé avec prudence en tenant compte des conditions et limitations naturelles de l'écosystème est celui des baies semi-fermées vaseuses. Dans ce cas, la nature du substrat, avec un pourcentage élevé de particules fines, favorise l'accumulation de matières organiques. Ainsi, la faune benthique est normalement dominée par certaines espèces résistantes, des espèces vivant sur la vase (recevant la notation 2), un fait qui peut abaisser l'indice biotique à l'échelon d'un état satisfaisant de qualité et non au plus haut échelon, même si les conditions ne sont pas perturbées par des activités anthropiques. En d'autres termes, ces écosystèmes peuvent être considérés comme naturellement "stressés" et, dans ces cas, le deuxième échelon de qualité noté comme satisfaisant devrait être considéré comme "très bon" puisque cet échelon effectif peut manquer.

Une autre limitation importante est que la stratégie de vie de toutes les espèces (ou du moins de la plupart) doit être connue.

Indicateurs complémentaires

*Indice d'équitabilité de Pielou*

Définition: l'équitabilité (régularité de distribution) J selon Pielou (1969) est exprimée par la formule

$$J = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

où  $H'_{\max} = \log_2 S$       $S$  = nombre total d'espèces

Cet indice est une mesure de la distribution des individus entre les espèces. De faibles valeurs d'équitabilité indiquent une distribution inégale avec de fortes densités d'un petit nombre d'espèces opportunistes seulement.

Avantages: ne dépend pas de la taille des échantillons.

Inconvénients: pas très efficace et solide pour les évaluations de la pollution.

*Comparaison des courbes de dominance*

La courbe de dominance est une technique de représentation graphique des modalités d'abondance des espèces (ou de la biomasse) dans un échantillon au sein duquel les espèces sont classées par ordre d'abondance, et le pourcentage du nombre total d'individus appartenant à chaque espèce est reporté sur un graphique en fonction du rang (log) de l'espèce (Clarke, 1990). Ces pourcentages sont cumulés dans les "courbes de dominance k" de Lambeau *et al.*, 1983, et les courbes de dominance k distinctes pour l'abondance et la biomasse sont superposées, donnant les «**courbes de comparaison de l'abondance et de la biomasse**» (ou **courbes CAB**) de Warwick (1986). Le degré et la direction de séparation



des courbes CAB sont exprimées par les statistiques W de Clarke (Clarke, 1990; Clarke et Warwick, 1994).

Les statistiques W sont calculées d'après la différence de pourcentage entre la biomasse cumulative (B) et l'abondance cumulative (A) de l'espèce *i*:

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

Cet indice est gradué de manière à ce que la dominance de la biomasse complète et une distribution égale de l'abondance donnent une valeur de +1 et, dans le cas inverse, une valeur de -1.

La comparaison de l'abondance et de la biomasse (méthode CAB), qui combine la taille, la biomasse et l'abondance relative de l'espèce au sein d'une communauté a été très largement utilisée, et ce avec succès, au moyen de données sur le benthos, dans de nombreux cas de perturbation aiguë ou chronique d'origine anthropique. Les courbes de comparaison CAB et les statistiques W ont été testées dans des lagunes de Méditerranée (en Grèce) (Reizopoulou *et al.*, 1996).

Les courbes de dominance k ont été testées dans la baie d'Eleusis (mer Égée) et à un site d'immersion du golfe d'Eubée Nord (mer Égée) en vue d'y évaluer l'impact de la pollution sur des communautés benthiques (Nicolaidou *et al.*, 1993), et les courbes de comparaison l'ont été dans le golfe Saronique, avec succès (Simboura *et al.*, 1995).

Avantages: a) cet indice semble particulièrement utile dans les cas d'une augmentation des polychètes à la suite d'une perturbation; b) la méthode combine en une même analyse des données sur toutes les espèces benthiques, sans délaisser la perspective de la communauté; c) la distribution de la taille corporelle entre les espèces de la communauté est liée au fonctionnement de l'ensemble de la communauté (Peters et Wassenberg, 1983), et elle peut être considérée comme un indicateur du rapport production/biomasse de la communauté. d) l'indice combine dans une même analyse les données sur l'abondance et la biomasse par espèce. La méthode offre le meilleur lien avec le concept théorique de structure de la communauté (May, 1984).

Inconvénients: a) L'indice ne rend pas nécessairement compte des modifications de structure des communautés benthiques engendrées par les seules perturbations d'origine anthropique, puisque ces communautés sont également sensibles aux perturbations d'origine naturelle; b) la courbe CAB exige un travail taxinomique détaillé à l'instar de l'indice de diversité de la communauté (Shannon-Wiener); c) des schémas très contrastés ont été relevés pour différentes communautés (Beukema, 1988 Damuth 1991), ce qui rend difficile de l'appliquer pour les niveaux de référence ou les objectifs de qualité écologique (combinaison de la méthode CAB et courbes de dominance partielle proposées); d) dépendance excessive à l'égard de l'espèce la plus dominante (Clarke, 1990).

#### *Distribution log-normale*

La distribution des individus entre les espèces s'écarte du modèle log-normal de distribution (ou de nombreuses classes géométriques sont couvertes) quand les données sur des zones polluées sont reportées sur graphique, alors que la distribution s'ajuste au modèle log-normal quand ce sont des données sur des zones non polluées qui sont reportées (Gray, 1980).

Inconvénients: a) On s'est demandé si des communautés benthiques perturbées se conformaient à ce modèle sur une base empirique ou théorique (Warwick, 1986); b) les

tendances à s'écarter de la distribution log-normale devraient être traitées avec prudence car la pollution n'est pas le seul facteur entraînant un manque d'ajustement à une distribution log-normale (Gray, 1983); c) cette méthode est insuffisante ou inférieure à l'indice de diversité pour déceler les modifications qu'entraîne au sein des communautés la pollution par les métaux lourds (Rygg, 1986).

#### *Abondance géométrique/distribution des classes de taille*

Dans cette technique, le pourcentage d'espèces est reproduit sur un graphique en fonction du nombre d'individus par espèce dans des classes d'abondance géométrique (Gray et Mirza, 1979; Gray et Pearson, 1982). Dans des lagunes, la méthode de distribution des classes d'abondance géométrique ne s'est pas avérée très efficace, alors que celle de la distribution des classes de taille géométrique (biomasse) a été très efficace et sensible pour faire la distinction entre différents niveaux de perturbation (Reizopoulou *et al.*, 1996).

#### *Le rapport entre certaines espèces de stratégie «r» et de stratégie «K»*

Définition: c'est le rapport entre les espèces «r» les plus petites ou opportunistes et les espèces dominantes concurrentes traditionnellement considérées comme espèces «K» ou conservatrices. Ce rapport, calculé au moyen de la méthode CAB de comparaison de l'abondance et de la biomasse et des statistiques W obtenues est utilisé pour indiquer des modifications dans la structure de la communauté (De Boer *et al.*, 2001).

Avantages: a) le rapport combine en une même analyse des données sur toutes les espèces benthiques, sans délaisser la perspective de la communauté; b) la distribution de la taille corporelle entre les espèces au sein de la communauté reste liée au fonctionnement de l'ensemble de la communauté (Peters et Wassenberg, 1983), et peut être considéré comme un indicateur du rapport production/biomasse de la communauté ou de l'utilisation et du transfert d'énergie au sein de celle-ci (Cyr *et al.* 1997a et b).

Inconvénients: a) le rapport ne rend pas nécessairement compte des modifications de structure des communautés benthiques engendrées par les seules perturbations d'origine anthropique, puisque ces communautés sont également sensibles aux perturbations d'origine naturelle; b) en calculant seulement le rapport r/K, on ne connaît rien de la cause sous-jacente à l'écart du rapport, tandis que des modifications dans les graphiques d'abondance selon les classes peuvent être attribuées à des espèces particulières; c) il est difficile, voire impossible, de connaître la notation d'une espèce donnée sur l'échelle du rapport r/K.

Plusieurs approches ont été appliquées pour tourner ce dernier inconvénient. Elles sont récapitulées par De Boer *et al.* (2001):

L'approche adoptée par Frid *et al.* (2000) a consisté à décrire les caractéristiques biologiques de chaque espèce: taille, longévité, type de reproduction, mortalité adulte, fixation, habitudes adultes (organismes sessiles, nageurs actifs, nageurs lents, fouisseurs, résidant dans des fentes), souplesse corporelle, forme corporelle et mode d'alimentation. L'analyse des caractéristiques biologiques peut se heurter à l'insuffisance des connaissances sur toutes les espèces benthiques.

Une autre approche a été tentée dans le projet GONZ III (Holtmann, 1999) dans lequel une valeur de seuil approximative a été utilisée pour faire la distinction entre espèces «r» et espèces «K». En utilisant les critères de poids et de taille, (taille maximale <3 cm, poids maximal <0,5 mg/poids sec sans cendres), on opérerait la distinction entre espèces «r» et espèces «K» (>3 cm, >250 mg/poids sec sans cendres).

En établissant les spectres des tailles de la biomasse pour les communautés benthiques, les communautés perturbées peuvent être distinguées des communautés non perturbées, ainsi qu'il a été effectué pour un estuaire espagnol (Saiz-Salinas & González-Oreja, 2000). Cette approche est relativement similaire à la relation densité-taille corporelle illustrée dans Cyr *et al.* (1997ab).

#### *Indice trophique endofaunal (ITE)*

Groupes fonctionnels : les espèces du macrozoobenthos peuvent être divisées selon qu'elles se nourrissent: 1) en suspension; 2) à l'interface; 3) des dépôts de surface; 4) et des dépôts de subsurface. Sur la base de cette division, la structure trophique du macrozoobenthos (indice trophique endofaunal = ITE) peut être déterminé au moyen de la formule:

$$ITE = 100 - 100/3 \times (0n_1 + 1n_2 + 2n_3 + 3n_4)/(n_1 + n_2 + n_3 + n_4)$$

Dans laquelle  $n_1$ ,  $n_2$ ,  $n_3$  et  $n_4$  sont le nombre d'individus prélevés dans chacun des groupes susmentionnés. Des valeurs de l'ITE proches de 100 signifient que les espèces se nourrissant en suspension sont dominantes et que l'environnement n'est pas perturbé. Au voisinage de 0, ce sont les espèces se nourrissant en subsurface qui dominent, ce qui signifie que l'environnement est probablement fort perturbé en raison d'activités anthropiques. L'ITE a été utilisé avec succès en mer du Nord (Holtmann, 1999).

*Kabuta et Duijts (2000) ont relevé une zone au nord de la mer des Wadden où la valeur de l'indice trophique endofaunal a nettement diminué au cours de la période 1991-1998.*

Avantages: l'ITE peut être utile pour déterminer l'état écologique des eaux côtières et il est probable qu'il peut être appliqué à des analyses de tendances.

Inconvénients: des indicateurs intégrés comme l'indice trophique endofaunal (ITE) nécessitent un effort de surveillance plus important que des variables simples, déterminées directement. Il n'est utile que si l'on dispose d'une base de données générales concernant l'écosystème en question.

#### *Modifications de la répartition des types d'habitat*

Justification scientifique: les types d'habitat côtier les plus sensibles en Méditerranée sont définis et en partie cartographiés (Espagne, France, Italie, Grèce). Cela pourrait être aisément accompli pour TOUS les pays méditerranéens. Le stress d'origine anthropique doit en premier lieu avoir des incidences sur ces habitats. Si un protocole d'évaluation rapide est mis au point et agréé, alors, sur la base des changements intervenus dans la répartition des types d'habitat de quelques «espèces-clés», un signe clair de dégradation environnementale sera facilement perçu et quantifié.

Les techniques d'évaluation rapide (par ex., l'évaluation écologique rapide ou l'examen sommaire de la diversité paysagère) et, en particulier, des études spécifiques d'espèces considérées comme «espèces-clés» pour la biodiversité acquièrent une place de plus en plus importante. Parmi les espèces d'une région, les «espèces-clés» sont celles qui contribuent à la complexité structurelle, trophique et fonctionnelle d'un écosystème marin. Celles qui, selon BIOMARE (atelier d'octobre 2001) ont été citées comme directement en rapport avec des stressseurs notoires, sont reproduites sur le tableau 23. La photographie aérienne, par exemple, est un moyen rapide de définir la surface réelle par rapport à la surface potentielle de couvert d'espèces-clés de phanérogames ou éponges.

**Avantages:** estimation rapide et précise de la taille d'une population. Les catégories de menaces à l'encontre des diverses espèces peuvent être établies. La méthode fournit un manuel à l'intention des gestionnaires de la biodiversité.

**Inconvénients:** Onéreuse (télé-détection). Nécessite une vérification. N'est pas applicable à toutes les mers en Europe.

**Tableau 23 :** espèces citées comme "espèces-clés" pour la région méditerranéenne (BIOMARE, mis à jour en octobre 2001)

	Espèce	Type (rare, endémique, clef de voûte, menacée, productrice d'éléments biogènes, emblématique)	Stresseurs notoires
PHANÉROGAMES	<i>Posidonia oceanica</i>	Clef de voûte, patrimoniale	Eutrophisation, pollution, turbidité, espèces invasives, etc.
	<i>Ruppia maritima</i>	Menacée	Eutrophisation, pollution, turbidité, etc.
	<i>Zostera noltii</i>	Productrice d'éléments biogènes	Eutrophisation, pollution, turbidité, etc.
	<i>Cymodocea nodosa</i>	Productrice d'éléments biogènes, clef de voûte	Eutrophisation, pollution, turbidité, etc.
ÉPONGES	<i>Spongia spp.</i>	Commerciale, endémique, menacée	Pêche, changement climatique
	<i>Asbestopluma hypogea</i>	Endémique	Changement global
	<i>Opsacas minuta</i>	Endémique	Changement global
CNIDAIRE	<i>Cladocora caespitosa</i>	Édifiatrice	Changement climatique
	<i>Corallium rubrum</i>	Commerciale, endémique	Pêche, changement climatique
	<i>Eunicella spp.</i>	Clef de voûte	Changement climatique
	<i>Paramuricea clavata</i>	Clef de voûte, endémique	Changement climatique, pêche, trafic maritime, mouillage
ÉCHINODERMES	<i>Centrostephanus longispinus</i>	Menacée	Changement climatique
CRUSTACÉS	<i>Scyllarides latus</i>	Menacée, commerciale	Pêche
MOLLUSQUES	<i>Lithophaga lithophaga</i>	Menacée	Perte d'habitat, pêche
	<i>Patella ferruginea</i>	Menacée	Perte d'habitat, tourisme
	<i>Pinna nobilis</i>	Menacée	Perte d'habitat
POISSONS	<i>Sciaena umbra</i>	Menacée	Pêche au harpon
	<i>Epinephelus marginatus</i>	Endémique, emblématique	Pêche au harpon
	<i>Cethorhinus maximus</i>	Rare	
	<i>Carcharodon carcharias</i>	Rare	
	<i>Hippocampus spp.</i>	Menacée	Perte d'habitat
	<i>Aphanius fasciatus</i>	Rare	
TORTUES	<i>Caretta caretta</i>	Emblématique, menacée	Pêche, trafic maritime, perte d'habitat, pollution
MAMMIFÈRES	<i>Monachus monachus</i>	Emblématique, menacée	Pêche, trafic maritime, perte d'habitat
	<i>Tursiops truncatus</i>	Emblématique, menacée, clef de voûte	Pêche, trafic maritime

## 9. INDICATEURS SELON LES ACTIVITÉS HUMAINES EN MÉDITERRANÉE

### *Opérations d'immersion*

Aux termes du Protocole pertinent de la Convention de Barcelone, on entend par immersion tout rejet délibéré dans la mer ou dépôt et enfouissement délibérés dans les fonds marins de déchets et autres matières à partir de navires et aéronefs. Les effets de l'immersion de résidus minéraux (boues métallifères, cendres pulvérulentes, boues rouges, etc.) et de déblais de dragage sur les communautés benthiques ont de grandes similitudes et sont récapitulés sur le tableau 24, tandis que les effets de l'élimination des boues d'égout sont indiqués sur le tableau 25. Les principaux effets de l'immersion sur l'écosystème sont dus à la suspension et à la sédimentation de matières particulaires, ce qui provoque turbidité et enfouissement. La turbidité réduit la croissance des algues et la production primaire. L'enfouissement mécanique des animaux benthiques est habituellement le principal effet de l'immersion sur les communautés benthiques, entraînant un appauvrissement complet des communautés ou une perturbation de leur équilibre (réduction de la diversité, de la richesse et de l'équitabilité de distribution et/ou de l'abondance totale des espèces), et il est le plus manifeste aux sites d'immersion récente. Un effet également important de l'immersion de dépôts consiste en des remaniements durables de la texture des sédiments.

Les éléments solubles du rejet (à savoir les métaux dissous ou lixiviés), principalement dans le cas de résidus d'extraction minière, peuvent être toxiques pour les organismes et influencer sur la chaîne alimentaire par le processus de la bioaccumulation. Il convient de noter que, dans une publication récente (Burd, 2002), la toxicité des métaux provenant de résidus d'extraction minière (Cu) a été citée comme le facteur principal affectant les communautés benthiques et la perturbation mécanique provoquée par l'immersion comme le facteur secondaire.

Les effets de l'immersion au niveau des communautés dépendent grandement aussi du volume et des caractéristiques sédimentologiques des matières rejetées en rapport avec les conditions locales, la durée de l'immersion, la profondeur de l'eau, la superficie et l'hydrographie de l'aire d'élimination, la période de l'année, le type de communauté se trouvant dans l'aire d'élimination, et la composition chimique des matières rejetées. En général, les dépôts ont des effets plus marqués sur les zones peu profondes plus productives, puisque le benthos plus profond contribue moins à la productivité biologique d'une zone.

Dans le cas de l'immersion de boues d'égout, l'impact sur la communauté benthique est similaire à celui de la pollution due à un enrichissement en substances organiques.

Tableau 24. Effets de l'immersion de déchets minéraux et de matériaux de dragage

<b>Facteur</b> (paramètre de l'intensité de l'effet)	<b>Effets</b>	<b>Réponse biologique</b>
Turbidité (quantité)	Réduction de la lumière	Réduction de la croissance des algues et de la production primaire (Littlepage <i>et al.</i> , 1894)
Perturbation mécanique - Enfouissement ou sédimentation, instabilité du substrat - (quantité- concentration des matières	Impact sur les communautés biotiques (appauvrissement ou perturbation de l'équilibre)	Appauvrissement ou réduction de la richesse en espèces Diminution des espèces sensibles Augmentation des espèces ou

<b>Facteur</b> (paramètre de l'intensité de l'effet)	<b>Effets</b>	<b>Réponse biologique</b>
rejetées et débit de l'immersion)		familles opportunistes Réduction de l'indice d'équitabilité Réduction de l'indice de diversité Diminution de la population Diminution des densités de population, de la biomasse (flux de boues rouges, cendres pulvérulentes, résidus d'extraction minière de cuivre) Modification des modes d'alimentation dans les zones affectées par les boues rouges (Bourcier et Zibrowius, 1972; Harvey <i>et al.</i> , 1998; Herando-Perez et Frid, 1998; Boyd <i>et al.</i> , 2000; NCMR, 1995;1998; Vivier, 1976; Burd, 2002).
Similitude des sédiments dans les zones d'immersion de matériaux de dragage	Effets sur les communautés benthiques si les matériaux immergés sont plus grossiers	Diminution des espèces caractéristiques de la communauté initiale Installation de certaines espèces préférant les sédiments plus grossiers Augmentation des espèces aux besoins écologiques larges et finalement d'espèces indicatrices de subpollution La communauté résultante est dégradée (réduction de l'équitabilité) et instable bien que la richesse en espèces puisse s'être accrue (Nicolaidou <i>et al.</i> , 1989; Salen-Picard, 1981)
	Effet sur les communautés benthiques si les matériaux immergés sont plus fins	Réduction de l'abondance totale, de la richesse en espèces, de l'indice de diversité (NCMR, 1995; Roberts <i>et al.</i> , 1998)
Apport de nourriture par les matériaux immergés	Effet sur les communautés benthiques	Accroissement de la densité de familles opportunistes (Harvey <i>et al.</i> , 1998)
Dissolution ou lixiviation de métaux ou substances toxiques (concentrations)	Contamination des sédiments (incorporation) par les métaux en traces et bioaccumulation de métaux par les organismes avec	Réduction de l'abondance et de la diversité (Ellis et Taylor, 1988). Toxicité aiguë pour les espèces marines des résidus d'extraction minière (Mitchell <i>et al.</i> , 1985). Déficience ou réduction à court

<b>Facteur</b> (paramètre de l'intensité de l'effet)	<b>Effets</b>	<b>Réponse biologique</b>
	retentissement sur la chaîne alimentaire, la toxicité entrave l'installation des larves à déplacement passif	terme de la croissance des poissons en raison des résidus d'extraction minière (Johnson et al., 1988)

Tableau 25. Effets de l'immersion de boues d'égout

<b>Facteur</b>	<b>Effets</b>	<b>Réponse biologique</b>
Charge de matières organiques (quantité) Métaux lourds et déchets industriels	Impact sur les communautés benthiques	Réduction du nombre d'espèces, de l'indice de diversité H, de l'Indice d'équitabilité de Heip (Moore et Rogers, 1991). De faibles quantités de carbone organique associées à l'absence de produits toxiques permettent la présence d'une communauté normale mais d'abondance et de biomasse accrues (Eleftheriou <i>et al.</i> , 1982).

#### *Déchets industriels*

Sont considérés comme déchets industriels les rejets issus de réseaux d'égouts et d'établissements industriels; ils comprennent: a) des métaux lourds; b) d'autres substances dangereuses émanant d'activités maritimes (à l'exclusion des hydrocarbures, des HAP et des produits antisalissures) et générées notamment par les installations offshore d'extraction de gaz et d'hydrocarbures (benzène, phénols, acides benzoïques, baryum, etc.) et par le trafic maritime (composés phosphorés, minerais, pesticides, substances lipophiles, etc.); et c) des eaux résiduaires de centrales thermiques et des eaux usées hypersalines.

Les effets des métaux lourds (fer, nickel, plomb, cuivre, chrome, zinc, etc.) sur le milieu marin sont considérés par de nombreux auteurs comme un grave problème de pollution. Les métaux lourds pénètrent dans le milieu marin: a) par le ruissellement de surface d'origine pluviale, b) par les retombées atmosphériques directes, et c) par les rejets provenant de réseaux d'égouts et d'établissements industriels. Certains des principaux biomarqueurs utilisés aujourd'hui dans la recherche écotoxicologique sur des contaminants sont indiqués sur le tableau 26. Les effets létaux des métaux sur les organismes marins ont été étudiés en détail, mais les données concernant les effets à long terme sur les organismes (reproduction, etc) et les communautés (voir tableau 27) sont plus limitées. Une publication récente (Burd, 2002) a établi que les niveaux de cuivre sédimentaire sont associés à un déclin de la richesse en espèces et de l'abondance d'espèces sensibles, ce qui donne à penser que la toxicité des métaux peut être un facteur majeur affectant les communautés benthiques.

Tableau 26. Les biomarqueurs et leur signification

CONTAMINANT	BIOMARQUEUR	NIVEAU D'ALERTE*
<i>Métaux lourds</i>		
Cu, Hg, Ag, Zn, Cd, Pb	Altérations de l'ADN	A
	Métallothionéines	AB
	Réponse immunitaire	A
	Système MFO	A

\* A= signal de problème potentiel , B= indicateur probant de type ou de classe de polluant

Tableau 27. Effets du rejet d'eaux chaudes de centrales thermiques et de métaux lourds provenant de réseaux d'égouts ou d'établissements industriels

Facteur	Effets	Réponse biologique
Eaux chaudes de centrales thermiques: température et hydrodynamisme élevés	Impact sur le zoobenthos superficiel de substrats durs	Réduction du nombre d'espèces dans la zone d'eaux plus chaudes Augmentation de l'indice de distribution des espèces dans la zone à hydrodynamisme élevé Taille maximale et vitalité de <i>Balanus</i> au point de rejet (Arnaud <i>et al.</i> , 1979)
Métaux lourds	Effets à court terme sur les organismes benthiques	Concentrations létales
Divers	Effets à long terme sur les organismes benthiques	Effets sur le taux de reproduction et la survie de la progéniture (Reish, 1978) - chez les algues, inhibition de la reproduction et modifications de la structure de la communauté (Coehlo <i>et al.</i> , 2000) Pas d'effets directs sur les algues
Cuivre	Impact sur les communautés benthiques	Déclin de la richesse des espèces et l'abondance d'espèces sensibles coïncidant avec des niveaux élevés de cuivre dans les sédiments (Burd, 2002)
Chrome (déchets de tanneries)		Fortes fluctuations dans le temps des indices de diversité et d'équitabilité Diminution de la diversité et de l'équitabilité. Augmentations des espèces reflétant une perturbation (Papathanassiou et Zenetos, 1993)



Facteur	Effets	Réponse biologique
Rejet de déchets hypersalins		
Augmentation de la salinité et de la température de l'eau	Impact sur les communautés benthiques	<ul style="list-style-type: none"> <li>- diminution de l'abondance au point de rejet pour tous les groupes, en particulier des crustacés, des échinodermes et des mollusques</li> <li>- réduction de la richesse en espèces au point de rejet (Castriota <i>et al.</i>, 2001)</li> <li>- pas d'effets sur les indices H et J à quelques mètres de distance du diffuseur</li> <li>- chez les herbes marines, déplacement d'espèces (par ex., <i>Cymodocea</i> au lieu de <i>Ruppia</i>)</li> <li>- chez les herbes marines, pénétration plus marquée dans les écosystèmes estuariens</li> </ul>
(Distance du point de rejet)		

#### Déversements d'hydrocarbures et HAP

L'impact de la pollution par les hydrocarbures sur l'environnement de la Méditerranée est particulièrement sévère en raison de la topographie et des conditions hydro-météorologiques qui prévalent dans cette mer: les hydrocarbures qui y pénètrent ou y sont rejetés ont peu de chances de la quitter, ils y restent et s'accumulent jusqu'à ce qu'ils soient dégradés. Depuis la Conférence des Nations Unies sur l'environnement humain de 1972, la protection de la mer Méditerranée est devenue un problème prioritaire et des efforts considérables ont été consentis pour organiser des consultations d'experts et des réunions intergouvernementales chargées d'instaurer et de mettre en œuvre le «Plan d'action pour la Méditerranée» (approuvé en 1976). Des études et des Conventions plus récentes ont abouti à une réduction ou à une interdiction des rejets d'hydrocarbures et à l'adoption de meilleures techniques de nettoyage des hydrocarbures (Lourd, 1977). La pollution par les HAP peut être due à des déversements accidentels, au trafic maritime mais aussi à des accidents industriels comme l'incendie survenu à une raffinerie située dans la baie d'Izmit (Turquie, mer de Marmara) à la suite du tremblement de terre de 1999 (Okay *et al.*, 2001). La pollution par les hydrocarbures affecte l'écosystème du fait qu'ils pénètrent dans celui-ci par l'eau de mer, les sédiments et les organismes (pour les détails, se reporter au tableau 28). Les hydrocarbures peuvent avoir des effets toxiques sur les organismes que l'on peut évaluer à ce niveau en mesurant les concentrations de HAP dans les tissus ou au moyen de diverses épreuves comme **le test de stabilité de la membrane lysosomiale** ou le taux de filtration chez la moule. Au niveau de la population ou de la communauté, la pollution par les hydrocarbures peut être létale en provoquant une réduction de tous les biotes sur le site même de la pollution. La pollution a également comme effets secondaires un remaniement progressif de la structure de la communauté, une régression des espèces sensibles et une dominance d'espèces opportunistes. Les communautés se reconstituent en subissant divers stades successifs de colonisation. Le taux de reconstitution dépend de la distance à la

source de pollution (déversement d'hydrocarbures, etc), de la quantité de la charge polluante et du type de l'écosystème concerné. Par exemple, la lagune de Gialova (sud-est de la Grèce), l'une des plus riches de la Méditerranée, s'est reconstituée dans un délai de deux ans après un déversement accidentel d'hydrocarbures dans la zone (Dounas *et al.*, 1998).

Tableau 28. Effets des déversements d'hydrocarbures et de HAP sur les qualités écologiques.

<p><b>Facteur (paramètre):</b> Concentration, type et quantité d'hydrocarbures, vitesse de dégradation (distance au déversement, laps de temps écoulé)</p>
<p><b>Impact:</b> - Accumulation d'hydrocarbures de pétrole (HAP) dans les sédiments, l'eau interstitielle et les tissus organiques</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Troubles de la croissance et de la reproduction - mortalité des biotes</li> <li>- Anomalies de la physiologie et du comportement</li> <li>- Impact plus marqué sur les étages intertidal et infralittoral</li> <li>- Effets toxiques aigus et chroniques sur les animaux planctoniques ou benthiques</li> <li>- La quantité d'hydrocarbures peut diminuer progressivement dans l'eau de mer et s'accroître dans les sédiments après l'accident (Gouven <i>et al.</i>, 1996)</li> </ul>
<p><b>Reconstitution (étendue de la pollution - type de l'écosystème):</b> reconstitution 1-&gt;10 ans. Ex.: communauté d'<i>Abra alba</i> du sable fin de la baie de Morlaix &gt;10 ans (Dauvin, 1998) Communauté de la baie de Gialova: deux ans (Dounas <i>et al.</i>, 1998)</p>
<p><b>Réponse biologique</b></p> <p><b>Au niveau des organisme: biomarqueurs</b> Altérations de l'ADN, système oxygénases à fonction mixte (MFO), réponse immunitaire, stabilité de la membrane lysosomiale et taux de filtration chez la moule (Okay <i>et al.</i>, 2001).</p> <p><b>Au niveau des populations:</b> Taux de mortalité élevés de toutes les espèces (défaunation) (végétaux, crustacés, poisson, oiseaux) aussitôt après le déversement Colonisation successive par des espèces opportunistes dominant ou monopolisant la faune (1 an après)</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Établissement d'une communauté instable (avec d'importantes fluctuations successives) avec faiblesse de la densité, de la diversité, de la richesse en espèces et équitabilité caractérisée par une dominance ou sous-dominance (&gt;10%) d'espèces résistantes aux hydrocarbures (principalement de polychètes et gastéropodes). Abondance réduite d'espèces sensibles (Bondsdorff <i>et al.</i>, 1990; Chasse, 1987; Sanders <i>et al.</i>, 1980).</li> <li>- L'abondance totale peut augmenter en raison du développement des espèces opportunistes (NCMR, 2001).</li> <li>- Chez les algues, réduction de la croissance à court terme des espèces intertidales (Lobban et Harrison, 1994)</li> <li>- Chez les herbes marines, pas d'effets directs</li> <li>- Modification à long terme de la composition en espèces planctoniques, pas d'effets significatifs (Batten <i>et al.</i>, 1998)</li> </ul>

*Trafic maritime: substances antisalissures (composés organostanniques: TBT)*

Au début des années 1970, des composés organostanniques [monobutylétain (MBT), dibutylétain (DBT), tributylétain (TBT), monophénylétain (MPT), diphénylétain (DPT) et triphénylétain (TPT)] ont été introduits en raison de leur efficacité comme constituants des peintures antisalissures. Ils se sont très vite avérés extrêmement actifs à cette fin et sont

devenus d'un usage courant au plan mondial, mais non sans causer de graves problèmes écologiques.

Au niveau des organismes, les effets biologiques de composés organiques peuvent être étudiés au moyen des biomarqueurs mentionnés sur le tableau 29. En pratique, on a constaté un grave impact environnemental sur des organismes aquatiques non ciblés par les organostanniques: toxicité élevée (Cima *et al.*, 1996; Kannan *et al.*, 1996; Bressa *et al.*, 1997), altération de la reproduction (Franchet *et al.*, 1999), fort potentiel de bioaccumulation (Marin *et al.*, 2000), et effets spécifiques à long terme connus sous le terme d'imposex. Le cas d'imposex chez les prosobranches [gastéropodes] à la suite d'une exposition au tributylétain (TBT) permet de classer ce dernier parmi les produits désignés comme «perturbateurs endocriniens».

Des restrictions à l'utilisation du TBT ont été adoptées dans de nombreux pays mais ne sont généralement applicables qu'aux navires d'une longueur inférieure à 25 m. En dépit des restrictions imposées en 1991 dans l'ensemble de la Méditerranée à l'utilisation sur les coques de navire des peintures antisalissures à base d'organostanniques, les concentrations relevées en 1996 sur le littoral méditerranéen de la France (Côte d'azur) (Tolosa *et al.*, 1996) représentent un risque écotoxicologique bien que, par comparaison avec les concentrations communiquées lors d'études antérieures (1988), la contamination par le TBT soit nettement en diminution. De même, le long du littoral catalan, des données de 1998 indiquent la survenue d'une pollution par les organostanniques à distance de la source, avec des niveaux de TBT et de triphénylétain (TPHT) suffisamment élevés pour susciter des préoccupations environnementales (Sole *et al.*, 1998). Il est conclu d'une autre étude portant sur la distribution et le devenir du tributylétain dans les eaux de surface et les eaux profondes du nord-ouest de la Méditerranée que, contrairement aux résultats d'expérimentations menées sur le littoral, la demi-vie du TBT dans ce milieu oligotrophe est estimée à plusieurs années et que l'ubiquité et la rémanence du TBT dans ces eaux est un nouveau motif de préoccupation pour les environnementalistes (Michel et Averty, 1999). Au niveau des communautés, des modifications de la structure communautaire ont été mises en évidence (Lampadariou *et al.*, 1997- mer Égée).

Tableau 29. Biomarqueurs mesurés en relation avec des composés organiques et leur signification

CONTAMINANT	BIOMARQUEUR	NIVEAU D'ALERTE*
PCB, DDT, HCB, TCDD	Système MFO	A
	Réponse immunitaire	A
	Altérations de l'ADN	AB
Organophosphates	Activité estérasique sanguine	AB
Carbamates	Activité estérasique cérébrale	ABC

\* A = signal de problème potentiel, B = indicateur probant de type ou de catégorie de polluant, C = indicateur prévisionnel d'effet adverse à long terme

### *Pêche*

La pêche entraîne toute une série d'effets sur les écosystèmes marins et estuariens, à savoir notamment: réduction de la taille des populations; remaniement de la structure démographique d'espèces cibles; effets sur les écosystèmes par suite de l'élimination sous forme de captures accessoires d'espèces non cibles; dommages occasionnés aux habitats par l'utilisation d'engins de pêche; effets de la «pêche fantôme» due aux engins de pêche abandonnés. En particulier, les impacts de la pêche sur les communautés benthiques ont été récemment passés en revue par Jensen et Kaiser (1998). Selon Hopkins (2000) et l'ICES (2000), la réponse des communautés benthiques dépend en partie de la variabilité spatiale et temporelle naturelle et elle est fortement conditionnée par le type de substrat. La structure de la communauté peut être altérée par la pêche au chalut, mais la richesse des espèces

peut diminuer ou rester stable du fait de l'abondance accrue de certaines nouvelles espèces opportunistes..

Lors de la mise en œuvre d'un développement écologiquement durable, les plans de gestion halieutique doivent identifier les effets sur les organismes non cibles, et sur la biodiversité plus généralement, comme des restrictions à apporter à la production halieutique. Les effets spécifiques de la pêche vont des impacts de chaluts de fond non sélectifs (comme ceux qui sont utilisés dans la pêche de certains poissons et crevettes) sur les organismes non cibles le long du parcours du chalut (Hutchings, 1990) aux captures accidentelles d'oiseaux de mer sur les hameçons à appât déployés sur les lignes longues. Certains de ces impacts peuvent être marqués et importants pour les populations d'organismes non cibles.

Pour remédier au fait que la pêche peut avoir un effet néfaste sur l'environnement ou d'autres espèces, les plans de gestion halieutique devront prévoir l'adoption de procédures visant à éviter ou à atténuer ces effets involontaires.

Les dauphins devraient faire l'objet d'une surveillance continue en mer Méditerranée. Ils sont très sensibles à la qualité de l'eau et à la qualité du poisson, et ils sont d'une observation facile.

À titre récapitulatif, les effets de la pêche communiqués dans la bibliographie peuvent être mis en évidence grâce aux indicateurs ci-après (tableau 30).

Tableau 30. Effets de la pêche sur la diversité biologique de l'écosystème (à l'exception du poisson).

Impacts sur:		Indicateur proposé
Altérations des populations d'oiseaux (modifications de l'alimentation)		
Captures accessoires (involontaires) de mammifères	Phoque moine Dauphins	Tendances de la population
Abandons d'engins	Structure de l'épibenthos: les organismes de grande taille, fragiles, à croissance lente sont t affectés relativement davantage	Diversité de la communauté
Altérations du zoobenthos		
Phytobenthos	Algues: dommages occasionnés au bancs infralittoraux (Blader <i>et al.</i> , 2000) Herbes marines: fragmentation et finalement déclin des prairies marines (Sánchez-Jerez et Esplà (1996)	Couverture du phytobenthos

## Mariculture

L'enrichissement en matières organiques est l'impact le plus couramment relevé de l'élevage de poisson en cages. Par conséquent, les effets de la mariculture sur les communautés benthiques sont similaires à ceux produits par plusieurs autres sources d'enrichissement en matières organiques. La diminution locale de la diversité pourrait être tolérable, sauf dans les situations suivantes (Karakassis, 1998):

- l'écosystème atteint constitue l'habitat d'une espèce en danger;
- l'écosystème atteint est une zone de reproduction pour des espèces affectant l'écologie d'une vaste région marine;
- l'écosystème atteint est un habitat rare et spécifique d'une région;
- l'écosystème atteint est si dégradé que sa perte est irréversible à une échelle de temps humaine.

Lamy et Guelorget (1995) ont étudié dans des lagunes l'impact sur le fond de l'élevage de poisson en cages, et Karakassis *et al.* (2000) ont fait de même dans trois zones côtières de la Méditerranée. Ces derniers ont établi que la communauté macrofaunistique était affectée dans un rayon de 25 mètres des cages. Aux sites de sédiment grossier, l'abondance et la biomasse au-dessous des cages étaient 10 fois plus élevées qu'aux sites témoins. Cependant, comme l'abondance et la biomasse ne figurent pas dans le tronc commun d'indicateurs proposé dans le présent document, elles ne peuvent servir à définir l'état écologique des sites de mariculture. Mais la dominance d'espèces opportunistes est un indicateur fiable (Lamy et Guelorget, 1995; Karakassis *et al.*, 2000). De fait, *Capitella* cf. *capitata* dominait la macrofaune dans un rayon de 10 m des cages de deux exploitations maricoles, alors que, dans une troisième exploitation, c'était *Protodorvillea kefersteini*. La diversité de la communauté mesurée au moyen de l'indice de Shannon-Wiener était également significativement plus faible à proximité des cages de poisson et pouvait donc servir d'indicateur fiable. La structure de la communauté de macrobenthos définie à des niveaux taxinomiques supérieurs à l'espèce a été vérifiée par rapport à des analyses à l'échelon de l'espèce. Les résultats donnent à penser que les données de la surveillance concernant les niveaux taxinomiques supérieurs (autrement dit la famille) devraient être acceptables pour l'évaluation des impacts écologiques sur les communautés benthiques (Karakassis et Hatziyanni, 2000).

D'autres indicateurs éventuels testés avec des données sur le macrobenthos ne se sont pas toujours avérés fiables. Par exemple, les courbes d'abondance-biomasse (CAB) ne concordaient pas avec les autres sources d'informations. En particulier, même les sites proches des cages dominés par des capitellidés n'ont pu être classés comme perturbés au moyen de la technique des courbes CAB (Karakassis *et al.*, 2000).

L'échelle des impacts de la mariculture sur la qualité écologique varie considérablement en termes de distance et de temps (Karakassis, 1998). Par conséquent, quelques-uns ont pu être immédiatement décelés en utilisant l'indicateur approprié alors que d'autres n'ont pu l'être (tableau 31).

Tableau 31. Échelle spatiale et temporelle des impacts liés à la mariculture

Impact	Échelle spatiale	Échelle temporelle	Indicateur
Modification du capital génétique de stocks sauvages	10-100 km	Plusieurs générations (>10 ans)	Indicateurs/techniques moléculaires
Remplacement de biotes par des espèces	En fonction de la motilité et	En fonction de la durée	Différents Indicateurs de la diversité des espèces

Impact	Échelle spatiale	Échelle temporelle	Indicateur
introduites	de la propagation des larves	de vie	
Dominance d'espèces opportunistes	Jusqu'à 25 m	À court terme - tant qu'il dure	Abondance d'espèces opportunistes <i>Capitella spp.</i> , <i>Protodorvillea kefersteini</i> , <i>Cirrophorus lyra</i>
Diminution de la diversité de la communauté	Jusqu'à 25 m	À court terme - tant qu'il dure	- Indicateur de Shannon-Wiener i- Diversité au niveau de la famille
Augmentation de l'abondance – biomasse	Jusqu'à 25m	À court terme – tant qu'il dure	Non fiable

#### *Invasions biologiques par le biais du trafic maritime et avec la mariculture*

Il est notoire que les invasions biologiques survenant dans les écosystèmes côtiers ont un impact direct sur les communautés benthiques. Une réduction de la diversité de la macrofaune, un déplacement de populations indigènes jusqu'à l'extinction de certaines espèces, ont été signalés dans de nombreuses zones côtières, notamment à proximité de ports. Il est également notoire que, dans des zones hors Méditerranée, des espèces cultivées sont introduites et que des maladies surviennent du fait de la mariculture. Des études ont été entreprises récemment pour examiner les effets directs des espèces invasives sur d'autres espèces à différents niveaux trophiques, ainsi que leurs impacts sur les propriétés de la chaîne alimentaire et les processus écosystémiques. Grosholz (2002) communique un bilan des impacts des espèces exogènes dans les zones côtières en classant leurs conséquences en écologiques et évolutionnistes. Il présente des exemples de conséquences écologiques d'invasions à divers niveaux tels que: impacts sur une seule espèce, impacts sur des espèces multiples; impacts sur les niveaux trophiques, impacts au niveau de l'écosystème, impacts sur la communauté réceptrice, dissémination d'agents pathogènes et de maladies. Les conséquences évolutionnistes comprennent les filières d'invasion, les espèces cryptiques, l'hybridation avec des espèces indigènes, la plasticité des espèces indigènes, la différenciation des populations et l'adaptation physiologique.

Il ressort de ce qui précède que la qualité écologique d'un écosystème soumis à une invasion peut être définie avant tout sur la base du nombre d'espèces exogènes présentes mais aussi: au niveau des organismes (adaptation physiologique), au niveau des populations (différenciation de la population au moyen d'indicateurs moléculaires/génétiques appropriés), au niveau des communautés (tous les indicateurs proposés).

## **10. ÉVALUATION DE LA QUALITÉ ÉCOLOGIQUE EN MÉDITERRANÉE AU MOYEN D'INDICATEURS BIOLOGIQUES**

### *Ressources humaines*

La précision taxinomique est l'élément déterminant permettant d'appréhender le passé et l'avenir de la biodiversité marine ainsi que de surveiller le fonctionnement de celle-ci dans différents types d'écosystème soumis à divers stress environnementaux. Définir la richesse des espèces dans les différentes parties de la Méditerranée peut devenir une tâche ardue dans la mesure où l'on doit inévitablement établir et décrire la diversité benthique dans des

zones inexplorées de la mer Méditerranée.

Pour recenser les synthèses pertinentes établies parmi les pays méditerranéens, des experts en études d'impact sur l'environnement ont été contactés en Turquie, au Liban, en Israël, en Tunisie, en Espagne, en France et en Italie. En outre, les capacités humaines (faculté de se mettre en rapport avec les travaux pertinents) nécessaires pour les objectifs de qualité écologique ont été recherchées à travers la bibliographie relative aux zones méditerranéennes. Quelques réponses concernant les projets de surveillance actuels ou passés au niveau national sont apportées ci-dessous.

**Turquie:** rien n'est entrepris à ce sujet le long des côtes turques au niveau national (*Prof. Ahmet Kideys 28.1.2002: [kideys@jms.metu.edu.tr](mailto:kideys@jms.metu.edu.tr)*). Cependant, il existe des capacités humaines en matière d'analyse taxinomique détaillée de groupes benthiques et des études sporadiques sur l'état écologique (voir Cinar et al., 1998; Cinar et al., 2001).

**Liban:** en ce qui concerne le recours aux indicateurs biologiques pour la définition de l'état de qualité écologique le long du littoral libanais et dans le bassin du Levant, il n'existe pas une espèce spécifique pour caractériser les écosystèmes, pas même au niveau national. Cependant, selon les résultats et une longue expérience acquise à propos des écosystèmes côtiers et néritiques, et sur la base du Rapport national sur l'étude de la biodiversité du milieu marin libanais, les indicateurs ci-après sont utilisés:

- pour les écosystèmes benthiques sont utilisées/surveillées les espèces indicatrices suivantes parmi les espèces rares et menacées: l'éponge *Spongia officinalis*, le mollusque *Pinctada radiata*, les pénéidés (grandes crevettes) *Penaeus japonicus* et *P. kerathurus*;
- la méiofaune des fonds sableux et vaseux sert à évaluer la pollution organique et chimique (composition des groupes et abondance relative de chacun d'eux);
- il est signalé que des algues invasives telles que *Stipopodium* sp., *Caulerpa* spp. présentent une abondance croissante qui l'emporte sur celle de certaines autres espèces indigènes;
- les tortues marines *Caretta caretta* et *Chelonia mydas* ainsi que les mammifères *Monachus monachus* et *Delphinus delphis* font aussi l'objet d'une étude spécifique au niveau national;
- des enquêtes sont réalisées sur des espèces exogènes introduites dans des ports (Beyrouth) et dans d'autres zones.  
(*Prof. Sami Lakkis 2.2. 2002: [slakkis@inco.com.lb](mailto:slakkis@inco.com.lb)*)

**Israël:** Il n'est pas utilisé d'indicateurs biologiques pour déterminer la qualité écologique des écosystèmes au large du littoral méditerranéen d'Israël. Il n'a pas non plus été effectué de classement biologique. Un essai de cartographie du littoral a été fait sous l'égide du Ministère de l'environnement, mais nous n'avons pas eu connaissance des résultats. La recherche privée en matière de biosurveillance a permis d'amasser un grand nombre de données et de séries chronologiques sur les communautés benthiques proches du rivage et celles des grands fonds (*Bella Galil 28.1.2002: [galil@post.tau.ac.il](mailto:galil@post.tau.ac.il)*)

**Égypte:** pas de réponse

**Tunisie:** les études concernant les indicateurs portant sur le benthos sont très restreintes en Tunisie. Il n'existe pas de système national de surveillance pour la qualité écologique, hormis quelques recherches sur *Posidonia* dans certaines zones, dont une lagune. Mais il existe des scientifiques qualifiés susceptibles d'utiliser les techniques moléculaires/génétiques, avec des possibilités matérielles limitées, notamment pour l'étude des métallothionéines dans les bivalves (*Nejla Bejaoui 29.1.2002: [nejla.bejaoui@gnet.tn](mailto:nejla.bejaoui@gnet.tn)*)

**Algérie:** beaucoup de capacités humaines pour des analyses détaillées du macrozoobenthos. Des résultats sont déjà disponibles mais pas suffisamment élaborés - voir Bakalem (2001b) ou, à un échelon très local, Grimes et Gueraini (2001a,b).

**Espagne:** des experts et de l'expérience pour tous les niveaux de la diversité biologique, comme en témoigne la bibliographie. La surveillance nationale est effectuée dans certains domaines, comme les espèces exogènes.

**France:** idem. Une surveillance nationale est effectuée dans certains domaines.

**Italie:** idem. Une surveillance nationale est effectuée dans certaines domaines.

**Grèce:** idem. Pas de surveillance nationale, en dehors de MED POL, mais de nombreuses études d'impact et une surveillance à long terme au plan local.

**Slovénie:** selon le rapport de BIOMARE, la Slovénie consent un effort particulier en matière d'analyse taxinomique en vue d'évaluer la biodiversité et la qualité écologique de son environnement.

**Croatie:** les recherches sur les macrophytes, les espèces allogènes et le zoobenthos ont démarré récemment et sont actuellement menées avec l'appui du Ministère de la science et de la technologie - voir Ivesa *et al.*, (2001). Les scientifiques croates possèdent une expérience de longue date dans l'étude de la flore et de la faune marines. Un projet de programme détaillé de surveillance des eaux nationales existe depuis 1999 et comprend un élément de biosurveillance.

#### *Au niveau des organismes: biomarqueurs utilisés en mer Méditerranée*

À la différence d'autres régions européennes où un certain nombre de programmes ont été mis en œuvre sur le terrain dans un cadre national ou régional (Conventions) et où divers biomarqueurs sont appliqués pour la mesure de l'état environnemental, les biomarqueurs n'ont été utilisés en Méditerranée que dans le cadre de projets de recherche individuels ou de programmes internationaux (comme MED POL) (tableau 32). Dans le cadre du programme MED POL, les efforts ont porté, dans un premier temps, sur le renforcement des capacités techniques des laboratoires méditerranéens, notamment de ceux de la rive Sud. Les représentants d'un certain nombre de laboratoires méditerranéens ont participé à des cours de formation. En outre, une formation individuelle a été organisée pour quatre techniques recommandées par un groupe d'experts: stabilité de la membrane lysosomiale, altérations de l'ADN comme indices de stress général, détermination de l'EROD et des métallothionéines en tant que biomarqueurs spécifiques (RAMOGE/PNUE, 1999). Des exercices d'intercomparaison entrepris entre les laboratoires participants autour de la Méditerranée pour la stabilité de la membrane lysosomiale, la teneur en métallothionéines, et l'activité EROD ont donné de bons résultats (Viarengo *et al.*, 2000). Les organismes indicateurs utilisés étaient le loup de mer *Dicentrarchus labrax* et la moule *Mytilus galloprovincialis*. Cependant, un projet de l'UE (BEEP) mené présentement et auquel participent également un certain nombre de laboratoires méditerranéens vise à cerner les lacunes liées à l'utilisation des biomarqueurs classiques dans les différentes régions d'Europe et à mettre au point de nouveaux biomarqueurs.



Tableau 32. Biomarqueurs et organismes indicateurs mentionnés dans des publications scientifiques ayant trait à la Méditerranée

A. Spécimens prélevés in situ

Zone	Organismes indicateurs	Biomarqueur *	Référence
Baie de Cannes, France	<i>Dicentrachus labrax</i> , <i>Mytilus galloprovincialis</i>	E ROD, GST, AchE, MT, stabilité de la membrane lysosomiale	Stien <i>et al.</i> , 1998a
Littoral d'Israël	<i>Patella coerulea</i> , <i>Donax trunculus</i> , <i>Mactra corallina</i> , <i>Monodonta turbinata</i>	ChE, GST, NSE, NR, épreuve de déroulement de l'ADN, perméabilité des membranes plasmiques et des couches épithéliales, activité phagocytaire, MXRtr	Bresler <i>et al.</i> , 1999
Lagune de Bizerte, Tunisie	<i>Ruditapes decussatus</i> , <i>Mytilus galloprovincialis</i>	AchE	Dellali <i>et al.</i> , 2001
Golfes d'Eleusis et de Chalkis, Grèce	<i>Callista chione</i> , <i>Venus verrucosa</i> , <i>Chlamys varia</i> , <i>Cerastoderma edule</i> , <i>Phallusia mammilata</i>	MT	Cotou <i>et al.</i> , 2001; Cotou <i>et al.</i> , 1998
Golfe Ambracique, Grèce	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	GPX, AchE, MT	Tsangaris <i>et al.</i> , 2001; Tsangaris <i>et al.</i> , 2000
Gargour et Sidi Mansour, Tunisie	<i>Ruditapes decussatus</i>	MT	Hamza-Chaffai <i>et al.</i> , 1998
Littoral d'Israël	<i>Siganus rivulatus</i>	EROD, stabilité de la membrane lysosomiale	Diamant <i>et al.</i> , 1999
Baie d'Agadir, Maroc	<i>Perna perna</i> , <i>Mytilus galloprovincialis</i>	AchE	Najiimi <i>et al.</i> , 1997
Littoral d'Israël	<i>Donax trunculus</i>	Catalase, SOD, peroxydation des lipides Imposex	Angel <i>et al.</i> , 1999 Rilov <i>et al.</i> , 2000
Littoral d'Israël	<i>Stramonita haemastoma</i>	Imposex	Rilov <i>et al.</i> , 2000
Littoral italien	<i>Donax trunculus</i>	Imposex	Terlizzi <i>et al.</i> , 1998

Zone	Organismes indicateurs	Biomarqueur *	Référence
Delta de l'Èbre, Espagne	<i>Procambarus clarkii</i>	AChE, BChE	Escartin et Porte, 1996
Littoral de Catalogne, Espagne	<i>Bolinus brandaris</i>	Imposex, niveaux hormonaux	Morcillo et Porte, 1999

#### B. Spécimens exposés expérimentalement en laboratoire à divers polluants

Organisme indicateur	Biomarqueur *	Références
<i>Carcinus aestuarii</i>	EROD, réductases, AchE, BChE, cassure de brin d'ADN, S.L.I., S.G.I.	Fossi <i>et al.</i> , 1996
<i>Cyprinus carpio</i>	VTG, P450, EROD, CYP1A, cytochromes, GST, GPX, enzymes antioxydantes	Sole <i>et al.</i> , 2000a
<i>Dicentrachus labrax</i>	ADNc codant pour P450 1A	Stien <i>et al.</i> , 1998b
<i>Aphanius iberus</i>	HPS70	Varó <i>et al.</i> , 2002
<i>Ruditapes decussatus</i>	MT, AChE	Hamza-Chaffai <i>et al.</i> , 1998
<i>Ruditapes decussatus</i>	HPS70, HPS60	Sole <i>et al.</i> , 2000b
<i>Procambarus clarkii</i>	AChE, BChE	Escartin et Porte, 1996

\* EROD: éthoxyrésorufine-O-dééthylase, MT: teneur en métallothionéines, GST: glutathion S-transférase, GPX: glutathion peroxydase, AChE: acétylcholinestérase, BChE: butyrylcholinestérase, ChE: cholinestérase, NSE: activité estérasique non spécifique, NR: accumulation intralysosomiale de rouge, MXRtr: transporteur de résistance multimédicaments, S.L.I.: indice hépatopancréatique somatique, S.G.I.: indice branchial somatique; VTG: vitellogénine; HSP70: protéine de stress thermique 70, SOD: super-oxydodismutase.

#### Au niveau des communautés: études de cas

##### Indice de diversité des communautés de Shannon-Wiener (H)

Ainsi qu'il a été mentionné lors de l'exposé des indicateurs proposés, la diversité de la communauté varie selon le type de communauté et la méthode utilisée (superficie échantillonnée, maillage, précision taxinomique). Cependant, sur la base de la distribution de H à 116 sites sur l'ensemble de la Grèce, à une unité d'échantillonnage standard (0,1m<sup>2</sup>), une division arbitraire a été déduite indépendamment du type de communauté (figure 6). Il est certain que la diversité de la communauté est diminuée par un stress grave de pollution par comparaison avec des zones ou des années témoins. Des valeurs inférieures à 1,50 bits par unité ont été calculées pour les zones sérieusement polluées du golfe Saronique (classe I), comprises entre 1,5 et 3 pour les zones fortement polluées des golfes Thermaïque et Saronique (classe II), de 3 à 4 pour les zones modérément polluées (classe III), de 4 à 4,6 pour les zones de transition (classe IV) et de plus de 4,6 pour les zones normales (classe V). Les valeurs maximales de H (classe V) coïncident avec les zones non polluées du parc marin des Sporades, du plateau des Cyclades, de l'île de Rhodes, de la mer Ionienne et du

golfe de Petalioi en mer Égée: 6,81 bits par unité. Ainsi, au moyen de H, cinq classes d'état écologique peuvent être définies pour les eaux côtières grecques et pour une zone non polluée.

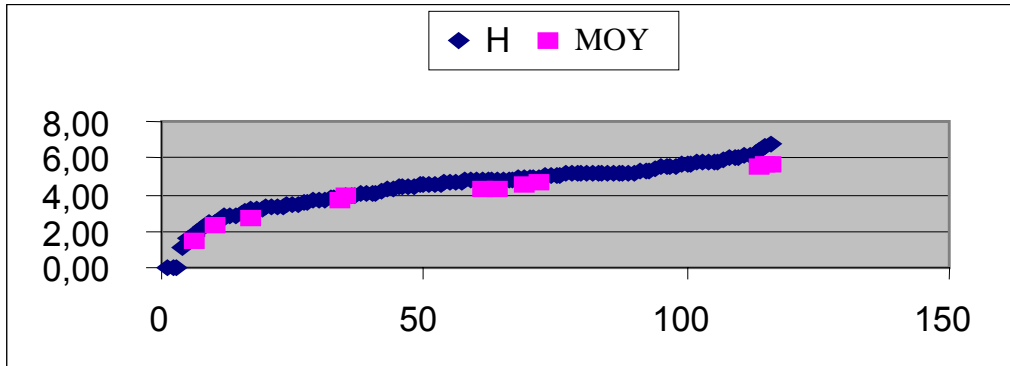


Figure 6: Distribution de la diversité de la communauté (H) à 116 sites grecs. MOY: H/0,1m2 (d'après Zenetos et Simboura, 2001).

Une division encore plus précise, bien que quelque peu arbitraire, a été proposée par Simboura et Zenetos (sous presse), si la variance due au facteur de la communauté est éliminée. Cette procédure repose sur la longue expérience acquise par les auteurs à propos des golfes fermés (Saronique, Thermaïque), sur les substrats vaseux/sableux. Cette évaluation de l'état de qualité écologique en fonction de la diversité de la communauté (encadré 2) est en outre étayée par la bibliographie relative à d'autres zones méditerranéennes et a trait aux écosystèmes fermés et à des valeurs estimées en moyennes par 0,1m<sup>2</sup>.

Encadré 2: Classes de qualité écologique en fonction de la diversité de la communauté dans les golfes fermés (types de communauté vaseux/sableux).

mauvaise:	$H \leq 1,5$ : Azoïque à très fortement pollué – exemples: baie d'Eleusis, Thessaloniki
médiocre:	$1,5 < H \leq 3$ : fortement pollué – exemples : golfes Saronique et Thermaïque
modérée:	$3 < H \leq 4$ : modérément pollué
satisfaisante:	$4 < H \leq 5$ : zones de transition
élevée:	$H > 5$ : sites de référence

#### Étude de cas: accident de déversement d'hydrocarbures

Tableau 33: Effets à moyen terme d'un déversement d'hydrocarbures sur la variété des espèces du macrozoobenthos

Source: NCMR, 2001

Indicateur d'impact	Avant le déversement (valeurs de référence)	Au bout d'un mois	Au bout de 4 mois	Au bout de 8 mois
<b>S (nombre d'espèces)</b> Au site de l'accident (golfe d'Eubée Sud) (profondeur: 32m)	23/0,1m <sup>2</sup>	8/0,05 m <sup>2</sup>	16/0,05 m <sup>2</sup>	17/ 0,05 m <sup>2</sup>

*Étude de cas: opération d'immersion*

Un exemple des effets d'une opération d'immersion sur des communautés benthiques en Méditerranée est donné ci-dessous (tableau 34).

Tableau 34: Définition et intervalle de variation des indicateurs proposés à la suite d'une opération d'immersion. Source: NCMR, 1998

IMMERSION	Zone	S (nombre d'espèces par unité de surface)	N/m <sup>2</sup> Densité Moyenne	H Moyenne	J Moyenne
Déchets grossiers d'extraction minière	Golfe d'Eubée Nord, Grèce	30 (0,2 m2)	1797	3,76	0,78
Valeurs de référence		70 (0,2 m2)	1585	5	0,87

*Étude de cas: nombre de mollusques exogènes*

L'ostréiculture pratiquée dans les eaux côtières de la Méditerranée (Adriatique, étang de Thau, golfe de Gabès) est tenue pour responsable de l'apparition de nombreuses espèces allogènes dans la région (Ribera et Boudouresque, 1995). Certaines des espèces invasives ont remplacé localement des espèces indigènes, les unes sont considérées comme des ravageurs ou une cause de nuisance alors que d'autres présentent une valeur commerciale. L'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* a été signalée pour la première fois en Méditerranée occidentale en 1984. Elle contient une toxine qui peut entraver la croissance d'autres organismes. Son expansion rapide dans le bassin, sa distribution et les moyens d'arrêter sa propagation ont fait l'objet de nombreux projets de recherche, atelier et débats. Selon des observations récentes, elle a désormais atteint l'Adriatique et menace la Méditerranée orientale (PNUE, 1998).

Le rythme des invasions biotiques marines s'est accru au cours des dernières décennies; prises collectivement, elles ont des incidences écologiques et économiques importantes en Méditerranée orientale. Toutefois, à la différence de ce qui se passe dans d'autres mers soumises à des invasions, le phénomène a accru la biodiversité dans la Méditerranée orientale. Un exemple en est donné à propos des mollusques (figure 7).

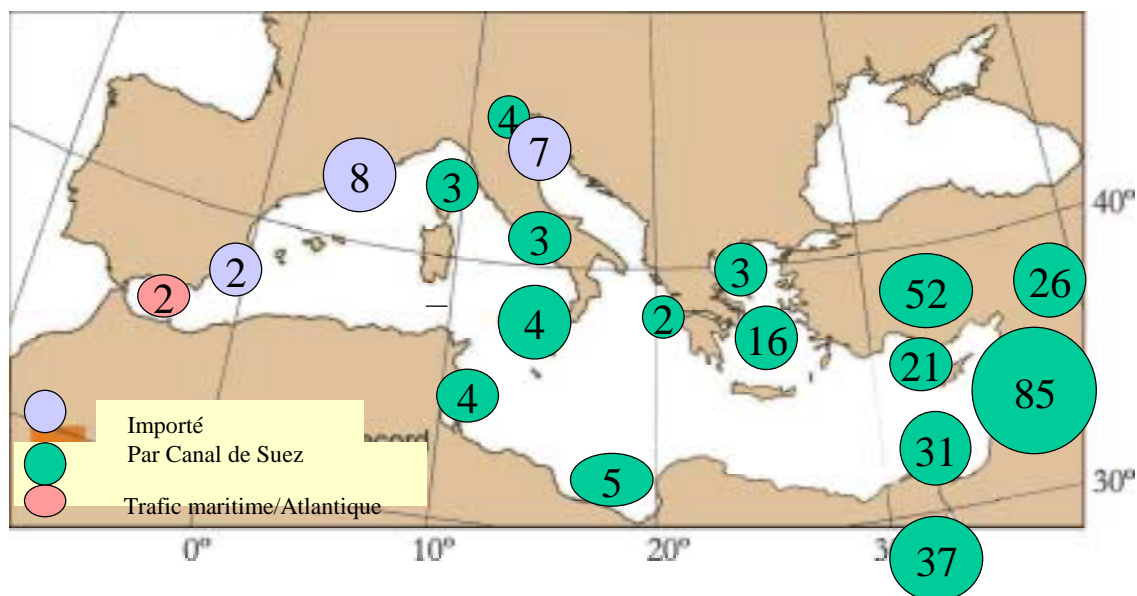


Figure 7. Répartition des mollusques exogènes en Méditerranée jusqu'en décembre 2000: origine indo-pacifique (vert), atlantique (rose), et introduction par l'aquaculture (gris). (Source: CIESM ([www.ciesm.org/atlas/](http://www.ciesm.org/atlas/)))

## 11. CONCLUSIONS

Il peut être conclu en général, du moins au niveau des communautés, qu'il existe un grand nombre de données recueillies soit dans le cadre d'études d'impact soit dans celui de projets de recherche financés aux plans national/international dans l'ensemble de la Méditerranée. Ces données ont été utilisées de manière indépendante et incohérente, puis oubliées.

Sur les indicateurs décrits, certains (moléculaires, génétiques, physiologiques) en sont encore au stade de l'investigation, d'autres sont largement appliqués dans les études d'impact sur l'environnement, et d'autres enfin (impliquant des développements technologiques) servent présentement d'outils pour cartographier les types d'habitat sensibles. Bien qu'ils apparaissent tous comme des outils précieux et prometteurs, ils appellent encore une élaboration plus approfondie avant d'être intégrés dans les systèmes de surveillance nationaux et/ou conventionnels

En gardant à l'esprit que, dans l'élaboration d'indicateurs de qualité écologique, l'objectif ultime consiste à maintenir une haute qualité écologique, à savoir une diversité biologique élevée, une fois qu'une méthodologie est normalisée, un système de notation devrait être établi pour chaque indicateur séparément. C'est seulement alors que les indicateurs deviennent des outils des plus utiles pour les gestionnaires/parties prenantes, lesquels sont alors en mesure d'évaluer les performances environnementales de leurs politiques et d'agir en conséquence. Par exemple:

Indicateur: abondance de taxons sensibles

Son application a pour objet de maintenir une abondance et une variété d'espèces élevées de taxons sensibles.

Pourquoi? Parce que lorsque des taxons sensibles disparaissent, il se pose alors un grave problème de perturbation, voire de pollution.

Comment peut-on le mesurer? Et comment classe-t-on une communauté/habitat/écosystème donné dans les catégories de qualité «mauvaise», «médiocre», «modérée», «bonne» ou élevée?

L'idée est correcte mais les fourchettes correspondantes manquent. Ce qui nous ramène à la disponibilité de données.

De fait, la disponibilité de données est un critère essentiel pour l'élaboration plus poussée d'un indicateur. À cet égard, bien que de nombreux pays méditerranéens possèdent les capacités humaines nécessaires, il convient de mener beaucoup plus de recherches sur les indicateurs, et ce du niveau moléculaire à celui de l'organisme, avant qu'une méthodologie soit normalisée, que des résultats soient obtenus, des indicateurs testés et des intervalles de variation définis. Les données sur certaines populations (oiseaux, mammifères) sont en partie disponibles grâce aux rapports de projets financés par le PNUE, le CGPM, l'UE, à des réseaux (comme le Réseau Posidonie). Cependant, elles ne sont pas quantifiées au degré requis en sorte que soient définis des intervalles de variation différents pour différentes classes de qualité écologique.

Par contre, il existe des ensembles de données détaillées sur le benthos (phytobenthos, zoobenthos) et, dans une mesure moindre, sur le meiobenthos, la diversité et la structure des communautés, bien qu'elles ne soient pas directement accessibles aux milieux scientifiques ou au public. Toutefois, comme ces données sont établies sur la base des programmes nationaux de surveillance et d'évaluation, la connaissance et l'expérience en matière d'utilisation de ces variables sont limitées. Bien qu'il soit encore trop tôt pour tirer des conclusions solides sur l'utilité de ces variables en tant qu'indicateurs de qualité écologique au niveau régional, les résultats des tests réalisés dans diverses zones de la Méditerranée sont prometteurs. Les détenteurs de ces données dans les instituts de recherche et les universités de l'ensemble de la Méditerranée doivent se réunir pour les examiner dans d'autres perspectives (test et validation).

## 12. LES PROCHAINES ÉTAPES

Il existe le besoin d'une information de base. Les données existantes concernant la biodiversité doivent être localisées. La coordination entre les détenteurs des différents ensembles de données (phytoplancton, phytobenthos, zoobenthos) est indispensable pour que les experts aboutissent à un consensus sur les meilleurs indicateurs et éventuellement sur les fourchettes de valeurs, en premier lieu sur la base des données disponibles. Par ailleurs, un forum transméditerranéen d'experts, par domaine de recherche, devrait définir et proposer des stratégies de surveillance par indicateur, à savoir:

- ❑ Méthodologie appropriée de collecte et d'analyse des données
- ❑ Échelles spatiales et temporelles appropriées pour la surveillance
- ❑ Stockage et évaluation des données et échelles des rapports.

Les mesures ci-dessus pourraient être prises dans le cadre soit des instances existantes - comme le Groupe sur les algues marines du PAM/PNUE - soit d'une série d'ateliers organisés à cette fin. Les conclusions de ces ateliers préluderaient à une approche environnementale intégrée, autrement dit une approche qui contribue à une diversité biologique élevée et durable.

### 13. DÉFINITIONS

**biosurveillance:** utilisation des réponses biologiques d'organismes sélectionnés pour la surveillance de l'environnement

**communauté:** est utilisé dans le texte comme un terme biologique synonyme de réunion d'espèces

**eaux côtières:** eaux de surface du côté terrestre d'une ligne dont chaque point se trouve à une distance d'un mille marin du côté maritime du point le plus proche de la ligne de base à partir de laquelle est mesurée la largeur des eaux territoriales, s'étendant s'il y a lieu jusqu'à la limite extérieure des eaux de transition

**espèces-clés:** espèces qui contribuent à la complexité architecturale, trophique et fonctionnelle d'un écosystème marin., ce qui inclut les taxons de grande valeur patrimoniale, à savoir par exemple: espèces rares, endémiques, menacées, productrices d'éléments biogènes, clefs de voûte ou emblématiques

**habitats** (habitats naturels, tels que définis dans la directive du Conseil du 92/43/CEE) : ) des zones terrestres ou aquatiques se distinguant par leurs caractéristiques géographiques, abiotiques et biotiques, qu'elles soient entièrement naturelles ou semi-naturelles

**immersion:** selon la définition du Protocole pertinent de la Convention de Barcelone, signifie tout rejet délibéré dans la mer, ou toute élimination ou dépôt et enfouissement dans les fonds marins et leur sous-sol de déchets et matières, à partir de navire ou aéronefs

**imposex:** apparition de caractères mâles chez des femelles et qui se produit notoirement chez les gastéropodes prosobranches

**qualité écologique = état écologique:** formule générale, la qualité écologique pourrait être définie comme un certain nombre de paramètres ou de variables décrivant le milieu physique, chimique et biologique d'un écosystème marin. Chacun des paramètres ou chacune de ces variables est un élément de l'expression générale «qualité écologique». Ils sont désignés comme **éléments de qualité écologique** ou **objectifs qualité écologique:** paramètres ou variables décrivant le milieu physique, chimique et biologique d'un écosystème marin. Les objectifs de qualité écologique sont le niveau souhaité de qualité écologique par rapport au niveau de référence

**zone infralittorale:** étendue verticale du domaine benthique qui est compatible avec l'existence de phanérogames marines ou d'algues photophiles (Peres, 1967).

### 14. ACRONYMES et sites web

AEE: Agence européenne de l'environnement

BIOMARE: mise en œuvre et en réseau d'une recherche à long terme et à vaste échelle sur la Biodiversité MARine en Europe (<http://www.biomareweb.org>)

CBD: Convention sur la diversité biologique

CIEM: Conseil international pour l'exploration de la mer ( <http://www.ices.dk>)

CIESM: Commission internationale pour l'exploration scientifique de la mer Méditerranée (<http://www.ciesm.org>)

CTE/EC: Centre thématique européen sur les eaux continentales

DIVERSITAS (<http://www.icsu.org/DIVERSITAS/>)

DPSIR: cadre «forces directrices-pression - état – impact – réponse»

EIE : étude d'impact sur l'environnement  
EIONET: Réseau européen d'information et d'observation (<http://eea.eionet.eu.int>)  
ERMS: Registre européen des espèces marines (projet de recherche)  
<http://www.erms.biol.soton.ac.uk>)  
ETC/MCE: Centre thématique européen pour les eaux marines et côtières (1997-2000)  
EuroGOOS: ([www.eurogoos.org](http://www.eurogoos.org))  
EUROSTAT : Office statistique de la Commission européenne:  
(<http://europa.eu.int/comm/eurostat>)  
FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture)  
HELCOM: (Commission d'Helsinki, Commission de protection du milieu marin de la Baltique)  
ICCAT: Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique  
IDD: indicateurs de développement durable  
IRF: Forum interrégional (EEA)  
GIZC: gestion intégrée des zones côtières  
JRC-ISPRA: Centre de recherches conjointes/Institut d'applications spatiales.  
NATURA 2000, types d'habitat (<http://www.europa.eu.int/comm/environment/nature/hab-en.htm>) Zones protégées d'Europe  
(<http://www.europa.eu.int/comm/environment/nature/spa/spa.htm>)  
([www.ossmed.org](http://www.ossmed.org)). L'Observatoire de la mer Méditerranée a lancé un forum permanent sur les aires protégées marines de la mer Méditerranée. Livres rouges sur les espèces et les habitats problématiques en Europe: (<http://www.mnhn.fr/ctn/redlist.htm>) Pour la conservation de *Monachus monachus*: (<http://www.monachus.org>)  
OCDE: Organisation de coopération et de développement économiques  
(<http://www.oecd.org>)  
OSPAR (Convention): Convention pour la protection de l'environnement marin dans l'Atlantique du Nord-Est (<http://www.ospar.org>) (<http://www.helcom.fi/>)  
PCP: Politique commune de la pêche  
PLAN BLEU (<http://www.planbleu.org>)  
SDRS: Système de référence pour le développement durable  
ZEE : zone économique exclusive

## 15. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AEE, projet, *Rapport sur la biodiversité en Europe*

AEE, (1999a). *État et pression du milieu marin et côtier de la Méditerranée*. Série des évaluations environnementales, No 5, 137p.

AEE, (1999b). *Indicateurs environnementaux: typologie et vue d'ensemble*. Agence européenne de l'environnement. Rapport technique no 25. Copenhague. 19 p.

Angel D.L., U. Fiedler, N. Eden, N. Kress, D. Adlung and B. Herut (1999). Catalase activity in macro- and microorganisms as an indicator of biotic stress in coastal waters of the eastern Mediterranean sea. *Helgol. Mar. Res.*, 53: 209-218.

AEE (2001) – Atelier conjoint des conventions marines sur les indicateurs, Centre de recherches conjointes/Institut d'applications spatiales – Ispra, 14-15 juin 2001.

AEE (2002). Testing of indicators for the marine and coastal environment in Europe. 3. *Present state and development on eutrophication, hazardous substances, oil and ecological quality*. (eds P.J.A.Baan & J. van Buuren). Rapport technique no .. (sous presse).

Anon. (1996). Dead dolphins contaminated by toxic paint. *New Sc.*, ivol. 149, no. 2012, p. 5.



Anonyme (2000). *Environmental Quality Criteria. Coasts and Seas*. Swedish Environmental Protection Agency, Report 5052. pp 138

Arnaud, P.M., D. Bellan-Santini, J.-G. Harmelin, J. Marinopoulos and H. Zibrowius (1979). Impact des rejets d'eau chaude de la centrale thermo-electrique EDF de Martiques-Ponteau (Mediterranee Nord-Occidentale) sur le zoobenthos des substrats durs superficiels. *2es Journees de la thermo-écologie, Institut scientifique et technique des pêches maritimes*. 14-15 novembre, 1979.

Auffret, M; Oubella, R. (1997). Hemocyte aggregation in the oyster *Crassostrea gigas*: In vitro measurement and experimental modulation by xenobiotics. *Comp. Biochem. Physiol., A*, vol.118A, no. 3, pp. 705-712.

Augier, H. (1982). *Inventory and classification of marine biocoenoses of the Mediterranean Sea*. Council of Europe. Nature and environment Series No 25, Strasbourg, pp 58.

Bakalem A. (2001a). Amphipods des sables fins et pollution sur la cote Algerienne. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 36 : 354

Bakalem A. (2001b). Diversite de la macrofaune des sables fins de la cote Algerienne. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 36: 355

Ball B, Munday B & Tuck (2000). Effects of otter trawling on the benthos and environment in muddy sediments. In: Kaiser MJ & de Groot SJ (eds) *Effects of fishing on non-target species and habitats*. Blackwell Science, Oxford:69-82.

Bataglia, B., Bisol, P.M. (1998). Environmental factors, genetic differentiation and adaptive strategies in marine animals.pp.393-410. In: Rotchshild B.J (ed.). *Toward a theory on biological-physical interactions in the world ocean*. Kluwer Acad. Publ., The Netherlands

Batten, S.D., R.J.S. Allen and C.O.M. Wotton (1998). The effects of the Sea Empress oil spill on the plancton of the Southern Irish Sea. *Mar Pollut. Bull.*, 36(10): 764-774.

Beaubrun, P. (1994). *Stato delle conocenze sui cetacei del Mediterraneo*. In: *La gestione degli ambienti costieri e insulari del Mediterraneo*. Medmaravis (eds): 1-16.

Beukema J.J. (1988). An evaluation of the ABC-method (abundance/biomass comparison) as applied to macrozoobenthic communities living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Mar. Biol.* 99: 425-433.

Bellan-Santini D. (1980). Relationship between populations of Amphipods and pollution. *Mar. Pollut. Bull.*, 11: 224-227

Bellan, G. (1985). Effects of pollution and man-made modifications on marine benthic communities in the Mediterranean: a review. In: M. Moraitou-Apostolopoulou & V. Kiortsis (eds.), *Mediterranean Marine Ecosystems, NATO Conf. Ser. 1, Ecology*, Plenum Press, N.Y., 8:163-194.

Bellan-Santini, D., Lacaze, J.C. and Poizat, C. (1994). *Les biocenoses marines et littorales de la Mediterranée, synthèse, menaces et perspectives*. Muséum National d' Histoire Naturelle, Paris, pp. 246.

Belfiore, N.M., and S.L. Anderson (1998). Genetic patterns as a tool for monitoring and assessment of environmental impacts: the example of genetic ecotoxicology. *Environ. Monit. Assess.* 51: 465-479

Ben Mustapha K. and A.El. Abed (2001). Donnees nouvelles sur des elements du macro benthos marine de Tunisie. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*, 36, 358.

Berger, W.H. & Parker, F.L. (1970). Diversity of planctonic foraminifera in deep sea sediments. *Science*, 168: 1345-1347.

Bianchi C.N. & Morri C. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Mar. Pollut. Bull.*, 40 (5): 367-376.

Bickham, J.W., Sandhu, S., Paul D. N. Hebert, D.N., Chikhi, L., Athwal, R. (2000). Effects of chemical contaminants on genetic diversity in natural populations: implications for biomonitoring and ecotoxicology . *Mutation research/Reviews in Mutation research*, 463: 33-51

BIOMARE: DG Research concerted action (<http://www.biomareweb.org>)

Bisseling CM, van Dam CJFM, Schippers AC, van der Wielen P. & Wiersinga W. (2001). Met de Natuur in Zee, rapportage project "Ecosyeemdoelen Noordzee", kennisfase. Expertisecentrum LNV, Wageningen: 1-130.

Boero F., C. Gravili, F. Denitto and M.P. Miglietta (1997). The discovery of *Codonorchis octaedrus* (Hydromedusae, Anthomedusae, Pandeidae), with an update of the Mediterranean hydromedusan biodiversity. *Ital. J.Zool.*, 64: 359-365.

Bonsdorff, E., T. Bakke and A. Petersen (1990). Colonization of Amphipods and Polychaetes to sediments experimentally exposed to oil hydrocarbons. *Mar. Pollut. Bull.*, 21(7): 355-358.

Borja, A., J. Franco and V. Perez (2000). A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Pollut. Bull.*, 40(12): 1100-1114.

Bourcier, M. and H. Zibrowius (1972). Les « boues rouges » déversées dans le canyon de la Cassidaigne (région de Marseille). Observations en soucoupe plongeante SP 350 (juin 1971) et résultats de dragages. *Tethys*, 4(4) : 811-842.

Boyd, S.E., H.L. Rees and C.A. Richardson (2000). Nematodes as sensitive indicators of change at dredged material disposal sites. *Estuar. Coas. and Shelf Sci.*, 51: 805-819.

Bresler V., V. Bissinger, A. Abelson, H. Dizer, A. Sturm, R. Kratke, L. Fishelson, P-D. Hansen (1999). Marine molluscs and fish as biomarkers of pollution stress in littoral regions of the Red Sea, Mediterranean Sea and North Sea. *Helgol Mar Res.* 53: 219-243.

Bressa, G; Cima, F; Fonti, P; Sisti, E. (1997). Accumulation of organotin compounds in mussels from northern Adriatic coasts. *Fresenius Environmental Bulletin*, vol. 6, no. 1-2, pp. 016-020.

Burd, B.J. (2002). Evaluation of mine tailings effects on a benthic marine infaunal community over 29 years. *Mar. Environ. Res.*, 53 : 481-519.

Camilli, L., Castelli, A., Lardicci, C., and Maltagliati, F. (2001). Allozymic genetic divergence in the bivalve *Mytilaster minimus* from brackish water and marine habitats in the Western Sardinian coast (Italy), Abstract *Rapp. Comm. Int. Mer. Medit.*, 36: 364

Cantillo A.Y. (1991). Mussel watch worldwide literature survey 1991. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 63. *National Status and Trends Program for Marine Environmental Quality*. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Ocean Service. US Dept. of Commerce, Washington, pp. 129.

Cardell, MJ; Sarda, R; Romero, J. (1999). Spatial changes in sublittoral soft-bottom polychaete assemblages due to river inputs and sewage discharges. *Acta Oecol.*, 20 (4):343-351.

Castriota, L., A.M. Beltrano, O., Giambalvo, P. Vivona and G. Sunseri (2000). A one-year study of the effects of a hyperhaline discharge from a desalination plant on the zoobenthic communities in the Ustica island marine reserve (Southern Tyrrhenian Sea). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 36: 369.

CEE (2000). Directive du Conseil sur un cadre législatif et des mesures pour une politique de l'eau, 2000/60/CE, Journal officiel de la CE 22/12/2000.

Chasse, C. (1978). The ecological impact on and near shores by the Amoco Cadiz oil spill. *Mar. Pollut. Bull.*, 9(11): 298-301.

Chrysovergis F. and P. Panayotidis (1995). Evolution des populations macrophytobenthiques le long d'un gradient d'eutrophication (Golfe de Maliakos Mer Egee, Grece). *Oceanol. Acta*, 18 (6): 649-658.

CIEM (2000). *Rapport du groupe de travail sur les effets des activités de pêche sur les écosystèmes*. CIEM, Copenhague: 1-93.

Cima, F; Ballarin, L; Bressa, G; Martinucci, G; Burighel, P. (1996). Toxicity of organotin compounds on embryos of a marine invertebrate (*Styela plicata*; Tunicata). *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 35, no. 2, pp. 174-182.

Cimerman F. and Langer M.R. (1991). *Mediterranean Foraminifera*. Academia Scientiarum et Aritium Slovenica, Dela, Opera 30, Classis IV: *Historia Naturalis*, 118 pp., 93 pl.

Cinar M.E., Ergen Z., Kocatas A. and Katagan T. (2001). Zoobenthos of the probable dumping area in Izmir Bay (Aegean Sea). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*, 36: 374.

Cinar M.E., Ergen Z., Ozturk B and Kirkim F. (1998). Seasonal analysis of zoobenthos associated with *Zostera marina* L. bed in Gulbahce Bay (Aegean Sea, Turkey). *P.S.Z.N. Mar. Ecol.*, 19 (2): 147-162.

Clarke, K.R. (1990). Comparison of dominance curves. *J. Exp. Mar. Biol.Ecol.*, 138: 143-157.

Clarke KR & Warwick RM (1994) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth: 1-144.

Coelho, S.M., Rijstenbil, J.W. & Brown, M.T. (2000). Impacts of anthropogenic stress on the early development stages of seaweeds. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7 : 317-333.

Cognetti, G., Maltagliati, F. (2000). Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. *Mar. Pollut. Bull.*, 40: 7-14

Connor DW (2000) *The BioMar marine habitat classification-its application in mapping, sensitivity and management*. Paper presented at the theme session on classification and mapping of marine habitats, CM 2000/T:03 1-7.

Cotou E., C. Vagias, Th. Rapti and V. Roussis (2001). Metallothionein levels in the bivalves *Callista chione* and *Venus verrucosa* from two Mediterranean sites. *Z. Naturforsch*, 56c:848-852.

Cotou E., V. Roussis, Th. Rapti and C. Vagias (1998). A comparative study on the metallothionein content of six marine benthic organisms. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 35:246-247.

Cronin, M.A., and J.W. Bickham (1998). A population genetic analysis of the potential for a crude oil spill to induce heritable mutations and impact natural populations. *Ecotoxicology* 7: 259-278.

Damuth J. (1991). Of size and abundance. *Nature* 351: 268-269.

Dauvin, J.-C. (1993). Le benthos: témoin des variations de l'environnement. *Oceanis*, 19(6): 25-53.

Dauvin, J.-C. (1998). The fine sand *Abra alba* community of the Bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill. *Mar. Pollut. Bull.*, 36(9): 669-676.

De Boer, W.F., P. Daniels & K. Essink (2001). *Towards Ecological Quality Objectives for North Sea Benthic Communities*. National Institute for Coastal and Marine Management (RIKZ), Haren, the Netherlands. Contract RKZ 808, Report nr 2001-11, 64 p.

Dellali M., M.G. Barelli, M. Romeo and P. Aissa (2001). The use of acetylcholinesterase activity in *Ruditapes decussatus* and *Mytilus galloprovincialis* in the biomonitoring of Bizerta lagoon. *Comp. Biochem. Physiol. C* 130 : 227-235.

Demetropoulos, A. and Chadjichristophorou M. (1995). *Manual on marine turtle conservation in the Mediterranean*. In UNEP, MAP/RAC/SPA, IUCN, pp. 77.

Depledge, M., (1994). Genotypic toxicity: implications for individuals and populations. *Environ. Health Perspect.* 102 Suppl. 12:101-104.

Diamant A., A. Banet, I.Paperna, H.v. Westernhagen, K.Broeg, G. Kruener, W. Koerting and S. Zander (1999). The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring. *Helgol. Mar. Res.*, 53: 195-208.

Dounas, C., D. Koutsoubas, C. Arvanitidis, G. Petihakis, L. Drummond and A. Eleftheriou, (1998). Biodiversity and the impact of anthropogenic activities in Mediterranean lagoons: The case of Gialova lagoon, SW Greece. *Oebalia*, 24: 77-91.

Eleftheriou, A. D.C. Moore, D.J. Basford and M.R. Robertson (1982). Underwater experiments on the effects of sewage sludge on a marine ecosystem. *Netherlands J. of Sea Res.*, 16: 465-473.

Ellis, D.V. and L.A. Taylor (1988). Biological engineering of marine tailings beds, in: Environmental management of solid waste. *Dredged material and mine tailings*. W. Salomons and U. Forstner (eds), Springer-Verlag, pp: 185-205.

Erwin, R.M. (1996). The relevance of the Mediterranean region to colonial waterbird conservation. *Colonial Waterbirds*, 19:1-11.

Escartin E. and C. Porte (1996). Acetylcholinesterase inhibition in the crayfish *Procambarus clarkii* exposed to fenitrothion. *Ecotox. Environ. Safety*, 34: 160-164.

Escartin E. and C. Porte (1997). The use of cholinesterase and carboxyl-esterase activities from *Mytilus galloprovincialis* in pollution monitoring. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16: 2090-2095.

Fernandez C., O. Dummay, L. Ferrat, V. Pasqualini, C Pergent-Martini and G. Pergent (2001). Monitoring aquatic phanerogam beds in various Corsican Lagoons. *Rapp.Comm.int.Mer Medit.*, 36: 382.

Förlin L., Goksøyr A. and A-M. Husøy (1994). Cytochrome P450 monooxygenase as indicator of PCB/Dioxin like compounds in fish. In: *Biomonitoring of coastal waters and estuaries*. Kees J.M. Kramer (ed) CRC Press, Inc., pp. 135-146.

Fossi M.C. (1994). Non-destructive biomarkers in ecotoxicology. *Environ. Health Perspect.* 102, (12): 49-54.

Fossi M.C., L. Lari., S. Casini, N. Mattei, C. Savelli, J.C. Sanchez-Hernandez, S. Castellani, M. Depledge, S. Bamber, C. Walker., D. Savva and O. Sparagano (1996). Biochemical and Genotoxic biomarkers in the Mediterranean crab *Carcinus aestuarii* experimentally exposed to polychlorobiphenyls, benzopyrene and methyl-mercury. *Mar. Environ. Research*, 42:29-32.

Franchet, C; Goudeau, M; Goudeau, H. (1999). Tributyltin impedes early sperm-egg interactions at the egg coat level in the ascidian *Phallusia mammillata* but does not prevent sperm-egg fusion in naked eggs. *Aquat. Toxicol.*, vol. 44, no. 3, pp. 213-228.

Fredj, G., Bellan-Santini, D. and Menardi M. (1992). *Etat des connaissances sur la faune marine Mediterranee*. Bull. Inst. Oc, No 9, Monaco, pp. 133-145.

Frid C, Rogers S, Nicholson M, Ellis J, & Freeman S. (2000). *Using biological characteristics to develop new indices of ecosystem health*. Paper presented at the Mini-symposium on defining the role of ICES in supporting biodiversity conservation: 1-23.

Galgani F., Bocquene G. and Y. Cadiou (1992). Evidence of variation in cholinesterase activity in fish along a pollution gradient in the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 19: 17-82.

Gibbs PE (1999) Biological effects of contaminants: use of imposex in the dogwhelk (*Nucella lapillus*) as a bioindicator of tributyltin (TBT) pollution. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences* 24: 1-29.

Gray, J.S. (1979). Pollution-induced changes in populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. Series B, 286: 545-561.

Gray, J.S. (1980). The measurement of effects of pollutants on benthic communities. *Rapp. P.-v. Reun.Cons. int. Explor. Mer.*, 179:188-193.

Gray, J.S. (1983). Use and misuse of the log-normal plotting method for detection of effects of pollution –a reply to Shaw et al. (1983). *Mar.Ecol.Prog.Ser.*, 11: 203-204.

Gray, J.S. (1989). Effects of environmental stress on species rich assemblages. *Biol. J. Linn. Soc. London*, 37: 19-32.

Gray J.S, (1997). Marine biodiversity : patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity and Conservation* 6 : 153-175.

Gray, J.S., M. Aschan, M.R. Carr, K.R. Clarke, R.H. Green, T.H. Pearson, R. Rosenberg & R.M. Warwick (1988). Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 46 : 151-165.

Gray, J.S. & F.B. Mirza (1979). A possible method for the detection of pollution induced disturbance on marine benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.*, 10: 142-146.

Gray, J.S. & T.H. Pearson (1982). Objective selection of sensitive species indicative of pollution –induced change in benthic communities.I. Comparative methodology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 9: 111-119.

Grime, J. P. (2001). *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*. John Wiley & Sons, New York.

Grimes S. and Gueraini C. (2001a). Macrozoobenthos d'un milieu portuaire perturbe : le port de Jijel (est Algerien). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*, 36: 389.

Grimes S. and Gueraini C. (2001b). Etat de reference de la macrofaune benthique du port de Djendjen (Algerie orientale). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 36: 388.

Grosholz E. (2002). Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. *Trends in Ecology and Evolution.*, vol. 17 (1): 22-27.

Guven, KG., Z. Yasici, S. Unlu, E. Okus and E. Dogan. (1996). Oil pollution on sea water and sediments of Istanbul Strait, caused by Nassia tanker accident. *Turk. J. Mar. Sci.*, 2(1): 65-85.

Hamza-Chaffai A., M. Roméo, M. Gnassia-Barelli and A. El Abed (1998). Effect of copper and lindane on some biomarkers measured in the clam *Rudipates decussatus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 61: 397-404.

Harvey, M., D. Gauthier and J. Munro. (1998). Temporal changes in the composition and abundance of the macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse a Beaufils, Baie des Chaleurs, Eastern Canada. *Mar. Pollut. Bull.*, 36(1): 41-55.

Hebert, P.D.N., and M.M. Luiker (1996). Genetic effects of contaminant exposure – towards an assessment of impacts on animal populations. *Sci. Total Environ.* 191: 23-58

Hemminga, M. A. and Duarte, C. M. (2000). *Seagrass ecology*. Cambridge University Press.

Hendrick J.P. and F.U. Hartl (1993). Molecular chaperone functions of heat-shock proteins. *Annu. Rev. Biochem.* 62:349-384.

Herando-Perez, S. and C.L.J. Frid (1998). The cessation of long-term fly-ash dumping: effects on macrobenthos and sediments. *Mar. Pollut. Bull.*, 36(10): 780-790.

Holtmann SE (1999). *GONZ III, graadmeter ontwikkeling Noordzee; Infaunal trophic Index (ITI) & Structuur macrobenthos gemeenschap (verhouding r- en K- strategen) op 25 stations van het NCP (1991-1998)*. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel: 1-42.

Hopkins CCE (2000). *Towards ecological quality objectives in the North Sea: a review involving fisheries, benthic communities and habitats, and threatened or declining species*. Report to the Norwegian Ministry of the Environment. AquaMarine Advisers: 1-58.

Hottinger, L., Halicz, E. and Reiss, Z. (1993). *Recent Foraminifera from the Gulf of Aqaba, Red Sea*. Opera Sazu, Ljubljana, 33: 179 pp., 230 pls.

Huggett R.J., Kimerle R.A., Mehrle P.M. and H.L. Bergman (1992). *Biomarkers: Biochemical, Physiological and Histological Markers of Anthropogenic Stress*. Lewis Publishers Inc., Boca Raton, Florida.

Hyams, O. (2001). *Benthic foraminifera from the Mediterranean inner shelf, Israel*. M.Sc. thesis, Ben-Gurion University of the Negev, Israel, 228 pp. (in Hebrew, with an English abstract), 26 pls.

Ivesa L. Zavodnik N. and Jaklin A. (2001). Benthos of the *Caulerpa taxifolia* settlement at Malinska (Croatia, Adriatic Sea). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*,36: 383.

Jennings S, Kaiser MJ (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.* 34: 201-352.

Johnson, S.W., S.D. Rice and D.A. Moles (1998). Effects of submarine mine tailings disposal on juvenile yellowfin sole (*Pleyronectes asper*) : a laboratory study. *Mar. Pollut. Bull.*, 36(4) : 278-287.

Jribi, I., M.N. Bradai and A. Bouain (2001). Quatre ans de suivi de la nidification de la tortue marine *Caretta caretta* aux îles Kuriat (Tunisie). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 36: 396.

Kabuta, S., and H. Duijts (2000). *Indicators for the North Sea* (In Dutch). Report Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ no. 2000.022. April 2000

Kannan, K; Corsolini, S; Focardi, S; Tanabe, S; Tatsukawa, R. (1996). Accumulation pattern of butyltin compounds in dolphin, tuna, and shark collected from Italian coastal waters. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 31, no. 1, pp. 19-23.

Karakassis I., and E. Hatziyanni (2000). Benthic disturbance due to fish farming analyzed under different levels of taxonomic resolution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 203: 247-253.

Karakassis I. (1998). Aquaculture and coastal marine biodiversity. *Oceanis*, 24 (4): 271-286.

Karakassis I., M. Tsapakis, E. Hatziyanni, K.N. Papadopoulou and W. Plaiti (2000). Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Journal of Marine Sciences*, 57: 1462-1471.

Kocak F, Ergen Z and Çinar ME (1999). Fouling organisms and their developments in a polluted and an unpolluted marina in the Aegean Sea (Turkey). *Ophelia* 50: 1-20

Lampadariou, N; Austen, MC; Robertson, N; Vlachonis, G. (1997). Analysis of meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Iraklion Harbour, Greece. *Vie Milieu*, vol. 47, no. 1, pp. 9-24.

Lamshead, P.J.D., H.M. Platt and K.M. Shaw (1983). The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *J. nat. Hist.*, 17: 859-874.

Lamy, N; Guerlorget, O. (1995). Impact of intensive aquaculture on the soft substratum benthic communities in the Mediterranean lagoonal environments. *J. Rech. Oceanogr., Paris*, 20 (1-2): 1-8.

Lavaleye MSS (2000). Biodiversiteit van het macrobenthos van het NCP en trendanalyse van enkele macrobenthos soorten. In: Lavaleye MSS, Lindeboom HJ & Bergman MJN (eds) *Macrobenthos van het NCP*, rapport ecosysteemoelen Noordzee. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg: 5-25.

Liang, P., Pardee, A.B. (1992). Differential Display of Eukaryotic Messenger RNA by Means of the Polymerase Chain Reaction. *Science*, 257, 967-971

Littlepage, J.L., D.V. Ellis and J. Mcinerney (1984). Marine disposal of mine tailing. *Mar. Pollut. Bull.*, 15(7): 242-244.

Lobban, C. and Harrison, P. J. (1994). *Seaweed ecology and physiology*. Cambridge University Press. 366 p.

López-Barea, J. (1996). Biomarkers to detect environmental pollution, *Toxicology Letters, Volume 88*, 79

Lourd, P.Le. (1977). Oil pollution in the Mediterranean. *Ambio*, 6(6), 317-320.

Marin, MG; Moschino, V; Cima, F; Celli, C. (2000). Embryotoxicity of butyltin compounds to the sea urchin *Paracentrotus lividus*. *Mar. Environ. Res.*, vol. 50, no. 1-5, pp. 231-235.

May R.M. (1984). An overview: real and apparent patterns in community structure. In: Strong DR, Simberloff D, Abele LG & Thistle AB (eds) *Ecological communities; conceptual issues and the evidence*. Princeton University Press, Princeton: 3-16.

May R.M. (1995). Conceptual aspects of the quantification of the extent of biological diversity. *Philosophical Transaction of the Royal Society of London*, Series B, 345: 13-20.

McCarthy F. and L.R. Shugart (1990). *Biomarkers of environmental contamination*. Lewis Pub., Chelsea USA.

McNaughton, S.J. (1967). Relationships among functional properties of California grassland. *Nature* (London), 216: 168-169.

Michel, P; Averty, B. (1999). Distribution and fate of tributyltin in surface and deep waters of the northwestern Mediterranean. *Environ. Sci. Technol.*, vol. 33, no. 15, pp. 2524-2528.

Mitchell, D.G., J.D. Morgan, G.A. Vigers and P.M. Chapman (1985). Acute toxicity of mine tailings to four marine species. *Mar. Pollut. Bull.*, 16(11) : 450-455.

Mokady, O. and Sultan, A. (1998). *A gene expression based, marine biomonitoring system: Developing a molecular tool for environmental monitoring*. Proceeding of The Kriton Curi International Symposium on Environmental Management in the Mediterranean Region, 1, 113-121.

Montesanto, B; Panayotidis, P. (2001). The *Cystoseira* spp. communities from the Aegean Sea (NE Mediterranean). *Mediterr. Mar. Sci.*, 2, (1): 57-67.

Moore M.N. and M.G. Simpson (1992). Molecular and cellular pathology in environmental impact assessment. *Aquatic Toxicol.*, 22: 313-322.



Moore M.N., A. Köhler A., D.M. Lowe and M.G. Simpson (1994). An integrated approach to cellular biomarkers in fish. in: *Non-destructive biomarkers in Vertebrates* (eds M.C.Fossi and C. Leonzio), pp 171-197. Lewis/CRC, Boca Raton.

Moore, D.C. and G.K. Rodger. (1991). Recovery of a sewage dumping ground. II Macrobenthic community. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 75: 301-308.

Morcillo Y. and C. Porte (1999). Evidence of endocrine disruption in the imposex-affected gastropod *Bolinus brandaris*. *Environ. Res. Section 81A*: 349-354.

Morcillo, Y; Porte, C. (2000). Evidence of endocrine disruption in clams *Ruditapes decussatus* transplanted to a tributyltin-polluted environment. *Environ. Pollut.*, vol. 107, no. 1, pp. 47-52.

Munawar, M., Dixon., G., Mayfield, C.I., Reynoldson, T., Sadar, M.H. (1989). *Environmental Bioassay Techniques and their Application*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, 680p.

Najimi S., A. Bouhaimi, M. Daubeze, A. Zekhnini, J. Pellerin, J.F.Narbonne and A. Moukrim (1997). Use of Acetylcholinesterase in *Perna perna* and *Mytilus galloprovincialis* as a biomarker of pollution in Agadir marine bay (South of Morocco). *Bull. Environ. Contam.Toxicol.*, 58: 901-908.

NCMR (1995). *Study of the impact of dumping bauxite mining residues on the benthic communities of Korinthiakos Gulf*. A. Zenetos ed, NCMR Technical Report: 1- 93 (in Greek).

NCMR (1997). *Trawling Impact on Benthic Ecosystems*. Final Report, EU, DG XIV, Contract number 95/14, Athens, June, 1997, 110 pp.

NCMR (1998). *Monitoring study on the impact of dumping coarse metalliferous waste in the area of Larymna*. N. Simboura ed., NCMR Technical Report: 1-156 (in Greek).

NCMR (2001). *Study of the short- and mid-term impact of oil pollution in South Evoikos Gulf*. Technical Report, 32pp.

Nicolaidou, A., A. Zenetos, M.A. Pancucci-Papadopoulou & N. Simboura (1993). Comparing ecological effects on two different types of pollution using multivariate techniques. *Marine Ecology P.S.Z.N.I.*, 14(2): 113-128.

Nicolaidou, A., M.A. Pancucci and A. Zenetos (1989). The impact of dumping coarse metalliferous waste on the benthos in Evoikos Gulf, Greece. *Mar. Pollut. Bull.*, 20(1):28-33.

NRC (1989). *Biological markers in reproductive toxicology*. National Academy Press. Washington, D.C.

Okay, OS; Tolun, L; Telli-Karakoc, F; Tuefekci, V; Tuefekci, H; Morkoc, E. (2001). Izmit Bay (Turkey) Ecosystem after Marmara Earthquake and Subsequent Refinery Fire: the Long-term Data. *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 42, no. 5, pp. 361-369.

Orfanidis S., P. Panayotidis, and N. Stamatis, in press. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science* ( in press)

Panayotidis, P., J. Feretopoulou and B. Monterosato (1999). Benthic vegetation as an ecological quality descriptor in an eastern Mediterranean coastal area (Kalloni Bay, Aegean Sea, Greece). *Estuar. Coas. and Shelf Sci*, 48: 205-214.

Panayotidis, P and F.Chrysosovergis (1998). Vegetation benthiques des cotes est de l Attique (mer Egee, Grece). *Mesogee*, 56 : 21-28.

Pancucci M.A., P. Panayotidis and A. Zenetos (1993). Morphological changes in sea-urchin populations as a response to environmental stress. Pp 247-257 In: *Quantified Phenotypic Responses in morphology and physiology*. (Proc of the 27<sup>th</sup> EMBS, Dublin, Sept. 1992). (Aldrich J.C. ed.), JAPAGA, Ashford.

Pancucci M.A, G.V.V. Murina and A. Zenetos (1999). The Phylum Sipuncula in the Mediterranean Sea, *Monographs on Marine Science*, 2, 109p.

Papathanassiou, E. and A. Zenetos (1993). A case of recovery in benthic communities following a reduction in chemical pollution in a Mediterranean ecosystem. *Marine Environ. Res.*, 36: 131-152.

Pasqualini V., C. Pergent-Martini, C. Fernandez and G. Pergent (1977). The use of airborne remote sensing for benthic cartography : advantages and reliability. *International Journal Remote Sensing*, 18(5): 1067-1177.

Pearson, T.H. and R. Rosenberg (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16:229-311.

Peirano A. and Bianchi C.N. (1997). Decline of the seagrass *Posidonia oceanica* in response to environmental disturbance : a simulation like approach off Liguria (NW Mediterranean Sea), in: *The Response of Marine Organisms to their Environment*, eds L.E. Hawkins and S. Hutchinson, pp 87-95. University of Southampton, Southampton.

Peres, J.M. (1967). The Mediterranean benthos. *Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 5 : 449-533.

Peres, J. M. et Picard, J. (1958). -Recherches sur les populations benthiques de la Méditerranée Nord-Orientale. *Ann. Inst. Oceanogr.*, 34, 213-281.

Peres, J. M. et Picard (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stn. mar. Endoume*, 31(47), 137 p.

Peres, J.M. et G. Bellan (1973). Aperçu sur l'influence des pollutions sur les peuplements benthiques, in: *Marine Pollution and Sea Life*, M. Ruivo ed., Fishing News, W. Byfleet, Surrey: 375.

Peters RH & Wassenberg, K. (1983). The effect of body size on animal abundance. *Oecologia*, 60: 89-96.

Phillips, D. J. H. (1985). Organochlorines and trace metals in green-lipped mussels *Perna viridis* from Hong Kong waters: a test of indicator ability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 21, 251-258.

Phillips, D. J. H., & Rainbow, P. S. (1994). *Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants*. Chapman and Hall, London.

Pielou, E.C. (1969). The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.*, 13:131-144.

PLAN BLEU (2000). *130 Indicateurs pour le développement durable dans la région méditerranéenne*, PAM/PNUE, Commission méditerranéenne du développement durable. (<http://www.planbleu.org>)

PNUE (1981). *Rapport de la première réunion du groupe de travail sur la coopération scientifique et technique pour le Med Pol*. UNEP/WG.62/7.

PNUE - CAR/ASP (1997a). *Habitats critiques et écosystèmes, et espèces menacées en mer Méditerranée*. Tunisie, pp 52.

PNUE - CAR/ASP. (1998b). *Interactions des activités de pêche avec les populations de cétacés en mer Méditerranée*. UNEP (OCA)MED WG 146.4, Arta, Grèce, pp. 27.

PNUE - CAR/ASP. (1998c). *Examen et analyse des connaissances disponibles sur la nidification et la dynamique de population des tortues marines en Méditerranée*, Arta, Grèce, pp. 28.

PNUE - CAR/ASP. (1999a). *Statut des populations de phoque moine méditerranéen*, pp. 60.

PNUE - CAR/ASP. (1999b). *Projet de plan d'action révisé pour la conservation des tortues marines méditerranéennes*. Malte, pp. 8.

PNUE - CAR/ASP (1999c). *Interactions des tortues marines avec les pêches en Méditerranée*, pp. 60.

PNUE - CAR/ASP. (1999d). *Projet de plan d'action pour la conservation de la végétation marine en mer Méditerranée*. Malte, pp. 8.

PNUE (1998). *Rapport de l'atelier sur les espèces invasives Caulerpa en Méditerranée*, Atelier du PAM, Héraklion, Crète, Grèce, 18-20 mars 1998. UNEP (OCA)/MED WG. 139/4 16p.

PNUE/RAMOGÉ (1999). *Manuel sur les biomarqueurs recommandés pour le programme de biosurveillance MED POL*. PAM/PNUE, Athènes, pp. 92.

PNUE (1999). *Projet de liste d'espèces de référence pour la sélection de sites à inclure dans les inventaires nationaux de sites naturels d'intérêt pour la conservation*. Athènes, Grèce, pp. 4.

PNUE/UICN (1994). *Rapport technique sur l'état des cétacés en Méditerranée*. Série des rapports techniques du PAM, no 82. PNUE, CAR/ASP, Tunis, pp. 37.

UNEP-CAR/ASP. (1998a). *Les populations de cétacés en mer Méditerranée: évaluation des connaissances sur le statut des espèces*. UNEP (OCA)MED WG 146.3, Arta, Grèce, pp. 46.

Por, F.D. (1978). *Lessepsian migration*. Ecological Studies, 23, Springer, p. 228.

Reinhardt, E.G., Patterson, R.T. and Schroder-Adams, C.J. (1994). Geoarcheology of the ancient harbor site of Caesarea Maritima, Israel: evidence from sedimentology and paleontology of benthic foraminifera. *Journal of Foraminiferal Research*, 24: 37-48.

Reish, D.J. (1978). The effects of heavy metals on Polychaetous annelids. *Rev. Int. Oceanogr. Med.*, XLIX: 99-104.

Reizopoulou S., M. Thessalou-Legaki and A. Nicolaidou (1996). Assessment of disturbance in Mediterranean lagoons: an evaluation of methods. *Mar. Biol.*, 125:189-197.

Ribera MA and. Boudouresque CF (1995). Introduced marine plants, with special reference to macroalgae: mechanisms and impact. In: Round FE and Chapman DJ (eds) *Progress in Phycological Research*, 11: 187-268

Rice D.W., Seltnerich C.P., Keller M.L., Spies R.B. and J.S. Felton (1994). Mixed-function oxidase-specific activity in wild and caged speckled sanddabs *Citharichthys stigmaeus* in Elkhorn slough, Moss Landing harbour and nearshore Monterey Bay, California. *Environmental Pollution*, 84: 179-188.

Rilov, G; Gasith, A; Evans, SM; Benayahu, Y. (2000). Unregulated use of TBT-based antifouling paints in Israel (eastern Mediterranean): high contamination and imposex levels in two species of marine gastropods. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 192, pp. 229-238.

Roberts, R.D., G. R. Murrey and B.A. Foster (1998). Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study-a dredge spoil example. *Mar. pollut. Bull.*, 36(3): 231-235.

Ros, JD; Cardell, MJ. (1991). Effect on benthic communities of a major input of organic matter and other pollutants (coast off Barcelona, western Mediterranean). Environmental pollution and its impact on life in the Mediterranean region. *Toxicol. Environ. Chem.*, 31-32:441-450

Ruffo S. (1998). *The Amphipoda of the Mediterranean. Part 4.* Mémoires de l'Institut Océanographique, Monaco, no 13: 815- 959.

Rygg B. (1986). Heavy-metal pollution and log-normal distribution of individuals among species in benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.*, 17(1): 31-36.

Rygg B. (1995). *Indikatorarter for miljøtilstand på marin bløtbunn. Klassifisering av 73 arter/taksa. En ny indeks for miljøtilstand, basert på innslag av tolerante og ømfintlige arter på lokaliteten.* 68 s. (NIVA 3347-95) (In Norwegian)

Sabelli, B., Giannuzzi-Savelli, R. and Bedulli, D. (1990-92). *Catalogo Annotato dei molluschi marini del Mediterraneo.* Societa Italiana di Malacologia (eds.). Libreria Naturalistica Bolognese. Vol. I. (1990) p.1-348; Vol. II. (1992) . p.349-500; Vol. III. (1992) p.501-781.

Saiz-Salinas JI & González-Oreja JA. (2000). Stress in estuarine communities: lessons from the highly-impacted Bilbao estuary (Spain) *J Aquat Ecosyst Stress Recov* 7: 43-55.

Salen-Picard, Ch. (1981). Evolution d'un peuplement de vase terrigene cotiere soumis a des rejets de dragages, dans le Golfe de Fos. *Tethys*, 10(1): 83-88.

Salen-Picard, C; Bellan, G; Bellan-Santini, D; Arlhac, D; Marquet, R . (1997). Long-term changes in a benthic community of a Mediterranean gulf (Gulf of Fos). [LONG-TERM CHANGES IN MARINE ECOSYSTEMS.] GAUTHIERS-VILLARS, PARIS (FRANCE), 1997, *Oceanol. Acta*, Paris, 20 (1): 299-310.

Sanders B.M. (1993). Stress proteins in aquatic organisms: An environmental perspective. *Crit. Rev. Toxicol.* 23:49-75.

Sanders, H.L., J.F. Grassle, G.R. Hampson, L.S. Morse, S. Garner-Price and C.C. Jones (1980). Anatomy of an oil spill: long-term effects from the surrounding of the barge Florida off West Falmouth, Massachusetts. *J. Mar. Res.*, 38(2): 265-280.

Schils T., Engledow H., Verbruggen H., Coppejans E., DeClerck O. and Lellaert F. (2001). Seaweeds as indicators of biodiversity in marine benthic ecosystems. *Poster presented at 3<sup>rd</sup> EPBRS meeting*, Brussels 2-4 December, 2001.

Schramm, W. (1999). Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. *J. Applied Phycology*, 11(1) : 69-78.

Secombe C.J., T.C. Fletcher, J.A. O'Flynn, M.J. Costello, R. Stagg and Houlihan (1991). Immunocompetence as a measure of the biological effects of sewage sludge pollution in fish. *Comp. Biochem. Physiol.*, 100C:133-136.

Sfiso A. and P.F. Ghetti (1998). Seasonal variation in biomass, morphometric parameters and production of seagrasses in the lagoon of Venice. *Aquatic Botany*, 61: 1-17.

Shannon, C.E. And Weaver, W. (1963). *The mathematical theory of communication*. Urbana Univ. Press, Illinois, 117 pp.

Simboura, N. & A. Nicolaidou, (In press). *The Polychaetes (Annelida, Polychaeta) of Greece: checklist, distribution and ecological characteristics*. Accepted for publications in: *Monographs on Marine Sciences*, Series no 4. NCMR.

Simboura N. and A. Zenetos, in press. Increasing Polychaete biodiversity as a consequence of increasing research effort in Greek waters over a 70 years span with addition of new records and exotic species". *Mesogee*, in press.

Simboura, N. and A. Zenetos, in press. Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Coefficient. *Mediterranean Marine Science*

Simboura, N. A. Zenetos, P. Panayotidis & A. Makra (1995). Changes of benthic community structure along an environmental pollution gradient *Mar.Pollut.Bull*, 30(7): 470-474.

Skoufas G, M. Poulicek and C.C. Chintiroglou (1996). Etude preliminaire de la biometrie d'Eunicella singularis (Esper, 1794) (Gorgonacea, Anthozoa) a la Mer Egee. *Belg. J.Zool.*, 126(2): 85-92.

Sole M., C. Porte and D. Barcelo (2000a). Vitellogenin induction and other biochemical responses in carp, *Cyprinus carpio* after experimental injection with 17 $\alpha$ -ethynylestradiol. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 38:494-500.

Sole M., Morcillo Y. and C. Porte (2000b). Stress-protein response in tributyltin-exposed clams. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 64: 852-858.

Sole, M; Morcillo, Y; Porte, C. (1998). Imposex in the commercial snail *Bolinus brandaris* in the northwestern Mediterranean. *Environ. Pollut.*, vol. 99, no. 2, pp. 241-246, 1998.

Stefanidou (1996). Contribution to the study of the benthic Amphipoda, Isopoda, Tanaidacea and Cumacea (Peracarida, Crustacea) of the continental shelf of the Northern Aegean. PhD Thesis, Aristoteleian University of Thessaloniki, xii + 544 p.

Stien X., M. Amichot, J-B. Berge and M. Lafaurie (1998b). Molecular cloning of CYP1A cDNA from the teleost fish *Dicentrarchus labrax*. *Com. Biochem. Physiol.*, 121C:241-248.

Stien X., Ph. Percic, M. Gnassia-Barelli, M.Romeo and M. Lafaurie (1998a). Evaluation of biomarkers in caged fishes and mussels to assess the quality of waters in a bay of the NW Mediterranean Sea. *Environ. Pollut.*, 99: 339-345.

Street, G.T. and Montagna, P.A. (1996). Loss of genetic diversity in Harpacticoida near offshore platforms. *Mar. Biol.*, 126: 271-282

Sultan A., Abelson A., Bresler V., Fishelson L. and Mokady O. (2000). Biomonitoring marine environmental quality at the level of gene-expression - testing the feasibility of a new approach. *Water Science and Technology* 42: 269-274; 2000

Terlizzi, A; Geraci, S; Minganti, V. (1998). Tributyltin (TBT) Pollution in the Coastal Waters of Italy as Indicated by Imposex in *Hexaplex trunculus* (Gastropoda, Muricidae. *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 36, no. 9, pp. 749-752, Sep 1998.

Tolosa, I; Readman, JW; Blaevoet, A; Ghilini, S; Bartocci, J; Horvat, M. (1996). Contamination of Mediterranean (Côte d'azur) coastal waters by organotins and Irgarol 1051 used in antifouling paints. *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 32, no. 4, pp. 335-341.

Tsangaris C., E. Cotou, E. Papathanassiou (2000). Combined physiological and Biochemical measurements for the assessment of pollution in Amvrakikos gulf. *Proc. 5<sup>th</sup> International Confer. Environ. Pollution*, 233-240.

Tsangaris C., E. Cotou, E. Papathanassiou (2001). *Multiple biomarker assessment for marine pollution: A case study to distinguish the type of pollutants in Amvrakikos Gulf (Greece)*. PRIMO 11, Plymouth UK 2001, Abstract No 1193.

Tsirtsis G. and Karydis M. (1998). Evaluation of phytoplankton community indices for detecting eutrophic trends in the marine environment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 50: 255-269.

Turley, C.M. (1999). The changing Mediterranean Sea - a sensitive ecosystem? *Progress in Oceanography*, 44: 387-400.

Viarengo A., M. Lafaurie, G.P. Gabrielidis, R. Fabbri, A. Marro and M. Romeo (2000). Critical evaluation of an intercalibration exercise undertaken in the framework of the MED-POL biomonitoring program. *Mar. Environ. Research*, 49: 1-18.

Vivier, M.H. (1976). Consequences d'un déversement de boue rouge d'alumine sur le meiobenthos profond (Canyon de Cassidaigne, Méditerranée. *Tethys*, 8(3): 249-262.

Vyverman W., Chepurinov V., Mulaert K., Coequyt C., Vanhoutte K., Veleyen E. and Sabbe K. (2001). Conservation of diatom biodiversity : issues and prospects. *Poster presented at 3<sup>rd</sup> EPBRS meeting*, Brussels 2-4 December, 2001.

Ward T., E. Butler and B. Hill (1998). *Australia: State of the Environment. Environmental Indicators for National State of the Environment Reporting: estuaries and the sea*.CSIRO Division of Marine Research.

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

Warwick RM & Clarke KR (1994). Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance /biomass relationships in disturbed benthic sediments. *Mar Biol* 118: 739-744.

Warwick R., R. Goni & C. Heip (1996). *An inventory of marine biodiversity research projects in the EU/EEA Member States*. Report of the Plymouth Workshop on Marine Biodiversity, 4-6 March 1996. Sponsored by CEC/MAST & EERO.

Wells, P.G. (1999). Biomonitoring the Health of Coastal Marine Ecosystems – The Roles and Challenges of Microscale Toxicity Tests. *Mar. Pollut. Bull.*, 39, 1-12, 39-47

Yanko, V., Ahmad, M. and Kaminski, M. (1998). Morphological deformities of benthic foraminiferal tests in response to pollution by heavy metals: implications for pollution monitoring. *Journal of Foraminiferal Research*, 23: 177-200.

Zenetos A., Gofas S., Russo G. and Templado J. (2002). (in prep). *CIESM Atlas of Exotic Species in the Mediterranean Sea, vol. 3 Molluscs*. CIESM, Monaco.

Zibrowius H.. (1992). Ongoing modifications of the Mediterranean marine fauna and flora by the establishment of exotic species. *Mesogee*, 51: 83-107.