



**UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME  
MEDITERRANEAN ACTION PLAN**

---



**MED POL**

**GUIDELINES FOR THE DEVELOPMENT OF  
ECOLOGICAL STATUS AND STRESS REDUCTION INDICATORS  
FOR THE MEDITERRANEAN REGION**

**LIGNES DIRECTRICES POUR L'ELABORATION D'INDICATEURS  
D'ETAT ECOLOGIQUE ET DE REDUCTION DU STRESS**



**MAP Technical Reports Series No. 154**

---

UNEP/MAP  
Athens, 2004

Note: The designations employed and the presentation of the material in this document do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of UNEP/MAP concerning the legal status of any State, Territory, city or area, or of its authorities, or concerning the delimitation of their frontiers or boundaries.

This document was prepared within the GEF Project "Determination of priority actions for the further elaboration and implementation of the Strategic Action Programme for the Mediterranean Sea", under the coordination of Mr. Ante Baric, Ph.D., Project Manager.

Responsibility for the concept and preparation of this document was entrusted to MED POL (Dr. Fouad Abousamra, Ph.D, MED POL Programme Officer).

Mrs. Argyro Zenetos, Ph.D. has prepared the first draft of the document which was reviewed and updated by the MED POL staff members. The revised draft document was sent to the countries for comments and it was reviewed by a meeting of governmental designated experts. The revised document was approved by the meeting of MED POL National Co-ordinators, San Gemini (Italy) 27-30 May 2003.

© 2004 United Nations Environment Programme/Mediterranean Action Plan (UNEP/MAP)  
P.O. Box 18019, Athens, Greece.

**ISSN 1011-7148 paper. ISSN 1810-6218 online**

This publication may be reproduced in whole or in part and in any form for educational or non-profit purposes without special permission from the copyright holder, provided acknowledgement of the source is made. UNEP/MAP would appreciate receiving a copy of any publication that uses this publication as a source.

This publication cannot be used for resale or for any other commercial purpose whatsoever without permission in writing from UNEP/MAP.

For bibliographic purposes this volume may be cited as:

UNEP/MAP/MED POL: Guidelines for the development of ecological status and stress reduction indicators for the Mediterranean region. MAP Technical Reports Series No. 154, UNEP/MAP, Athens, 2004.

The thematic structure of the MAP Technical Series is as follows:

- Curbing Pollution
- Safeguarding Natural and Cultural Resources
- Managing Coastal Areas
- Integrating the Environment and Development



**UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME  
MEDITERRANEAN ACTION PLAN**

---



**MED POL**

**GUIDELINES FOR THE DEVELOPMENT OF  
ECOLOGICAL STATUS AND STRESS REDUCTION INDICATORS  
FOR THE MEDITERRANEAN REGION**



**MAP Technical Reports Series No. 154**

UNEP/MAP

---

Athens, 2004



## **FOREWORD**

The riparian States of the Mediterranean Sea, aware of their responsibility to preserve and develop the region in a sustainable way, and recognizing the threat posed by pollution to the marine environment, agreed in 1975 to launch an Action Plan for the Protection and Development of the Mediterranean Basin (MAP) under the auspices of the United Nations Environment Programme (UNEP) and, in 1976, to sign a Convention for the Protection of the Mediterranean Sea against Pollution (the Barcelona Convention). The Convention entered into force in 1978 and was amended in 1995.

Recognizing that pollution from land-based activities and sources has the highest impact on the marine environment, the Contracting Parties to the Barcelona Convention signed in 1980 a Protocol for the Protection of the Mediterranean Sea against Pollution from Land-Based Sources (LBS Protocol). The Protocol entered into force in 1983 and was revised in 1996 to better cover industrial pollution sources and activities and to enlarge the coverage to include the hydrologic basin.

A Strategic Action Programme (SAP MED) to address pollution from land-based activities, which represents the regional adaptation of the principles of the UNEP Global Programme of Action (GPA) to address land-based pollution activities, was adopted by the Contracting Parties to the Barcelona Convention in 1997 as a follow up to the provisions of the revised LBS Protocol. The SAP MED identifies the major pollution problems of the region, indicates the possible control measures, shows the cost of such measures and establishes a work plan and timetable for their implementation.

In order to assist the Mediterranean countries in the long-term implementation of the SAP MED, particularly in the formulation, adoption and implementation of National Actions Plans (NAPs), a three-year GEF Project "Determination of priority actions for the further elaboration and implementation of the Strategic Action Programme for the Mediterranean Sea" was implemented by MAP, and in particular by the MED POL Programme, the MAP Regional Activity Centres and WHO/EURO. The project consists of numerous activities which include, among others, the preparation of regional guidelines and regional plans, whose main aim is to guide and assist countries to achieve the pollution reduction targets specified in SAP MED.

The present document is part of a series of publications of the MAP Technical Reports that include all the regional plans and guidelines prepared as part of the GEF Project for the implementation of the SAP MED.



## TABLE OF CONTENTS

	<b>Pages</b>
1. INTRODUCTION	1
2. AIMS OF THE REPORT	2
3. STATE OF BIODIVERSITY IN THE MEDITERRANEAN	2
4. ECOSYSTEM CHANGES DUE TO ANTHROPOGENIC IMPACT	6
5. CURRENT FRAMEWORKS FOR THE DEVELOPMENT OF ENVIRONMENTAL INDICATORS	8
6. PROGRESS IN DEVELOPMENT OF ECOLOGICAL QUALITY BIOLOGICAL INDICATORS FOR MARINE AND COASTAL WATERS	10
7. OVERVIEW OF THE BIOLOGICAL ELEMENT: FROM GENE TO ECOSYSTEM	14
8. DESCRIPTION OF BIOLOGICAL INDICATORS TOWARDS ASSESSMENT OF ECOLOGICAL STATUS AND IMPACT	31
9. INDICATORS ACCORDING TO HUMAN ACTIVITIES IN THE MEDITERRANEAN	54
10. ASSESSING ECOLOGICAL QUALITY THROUGH BIOLOGICAL INDICATORS IN THE MEDITERRANEAN	61
11. CONCLUSIONS	66
12. THE WAY FORWARD	67
13. DEFINITIONS	68
14. ACRONYMS AND WEB SITES	68
15. REFERENCES	69





## 1. INTRODUCTION

The importance of indicators for decision making was recognised at the Rio Conference and chapter 40 of Agenda 21 refers to the development of Sustainable Development Indicators (SDI). The indicator activities have often offset in activities in relation to environmental indicators or indicators for sector integration. At the European level the use of indicators is today recognised as one of the most effective techniques for the applied ecological research of the surface and coastal Waters (Ecological Water Quality Directive 2000/60/EC). This Directive is establishing a framework for community action in the field of water policy the so called Water Framework Directive (WFD). The Community and member countries are party to various international agreements containing important obligations on the protection of marine waters from pollution.

The European Environmental Agency (EEA) has established an Inter-Regional Forum (IRF) Working Group to frame the information needs for a potential core set of indicators. Showing ecological status and indicators is a long term goal for ETC/WTR (European Topic Centre on Water), that will be developed over time with the progressive implementation of the WFD by EU Member Countries, taking into account respective differences in terms of level of scales and national monitoring/assessment systems. During an EEA-Marine Conventions joint Workshop on Indicators at JCC (EU Joint Research Centre)-ISPRA, 14-15 June 2001, to optimise the data available by Member Countries and Marine Conventions in producing environmental indicators, it was suggested to Marine Conventions to adopt as much as possible common procedures in their regional indicator assessments, as well as to carry out capacity building activities for harmonisation of data/info collection/management.

Several international organisations have activities to develop frameworks and indicator sets for sustainable development reporting. The developed indicator sets are either aimed for the international organisation own reporting or they are meant as general indicator sets to facilitate national reporting. Environmental indicators are at a very early stage in the Mediterranean, where of a list of 130 indicators (Blue Plan, 2000), only 3, referring to "Economic activities and sustainability", and those related to fisheries are only developed.

The impacts of human activities on the biological diversity, extending from gene to ecosystem, are most evident in coastal areas. Activities known to affect significantly the biodiversity of coastal ecosystems include shipping (oil spills, exotic species), industry (chemical effluents), dredging and dumping, fishing and mariculture, biological invasions, tourism etc. The effects of eutrophication are excluded here.

This work is based on readily available literature. In addition to review papers, helpful information was extracted from similar projects that are taking place on a national or regional level. In particular, information was gathered from: the Swedish report on Environmental Quality Criteria for coasts and seas (Anonymous 2000); the project Ecosystem Targets North Sea (Bisseling *et al.* 2001) in the Netherlands; the Australian State of the Environment – Environmental indicators report (Ward *et al.* 1998); the EcoQO's report for North Sea benthic communities (De Boer *et al.* 2001) and the BIOMARE concerted action reports. Moreover, the experience was gathered from the EEA work including a series of workshops dedicated to the development of environmental indicators.

This report represents a scientific contribution to the development of EcoQOs for Mediterranean Sea, and lays an important basis for further discussion and progress concerning this topic.

## 2. AIMS OF THE REPORT

This is an effort to review the state of development of biological indicators and present regional guidelines for the development of ecological status and stress reduction indicators. Specific objectives include:

- presentation of a set of biological/ecological indicators (core set and additional ones) for ecological quality reporting of coastal areas, at both the national level and regional Convention (UNEP-MAP) level in a compatible way;
- sufficient coverage of all major biodiversity issues by the list of proposed (core set) and additional indicators;
- detailed examination of each indicator to ensure that it is rigorously defined, providing also the advantages and limitations in its use;
- identification of relevant data sources for each indicator, if available;
- citation of examples with application of the suggested indicators in defining the ecological status of Mediterranean areas.

## 3. STATE OF BIODIVERSITY IN THE MEDITERRANEAN

### Species Diversity

Biological diversity or biodiversity is a “cluster of concepts” which covers many interrelated aspects from genetics and molecular biology to community structure and habitat heterogeneity. However, the most fundamental meaning of biodiversity probably lies in the concept of species richness (May, 1995), that is the number of species occurring in a site, region or ecosystem.

The Mediterranean fauna and flora have evolved over millions of years into a unique mixture of temperate and subtropical elements, with a large proportion (28 %) of endemic species (Fredj *et al.*, 1992). The present-day variety of climatic and hydrological situations and Mediterranean-specific biotopes, partly due to the geological history of the area, account for the great species variety with few equals in the world (except for the coral reefs). 10 000 to 12 000 marine species have been recorded (with approximately 8 500 species of macroscopic fauna and flora).

Different authors have tried to estimate the total number of marine biota living in the Mediterranean. The “MEDIFAUNE” databank (Fredj *et al.*, 1992) has focused on information on benthic invertebrates but needs updating. The geographical distribution of species is not included in the current compilation of the ERMS (European Register of Marine Species) register [see website reference]. Furthermore, as the ERMS covers all European Seas but not African or Asian waters, it does not have a complete inventory of the species in the Mediterranean and least is known about the eastern basin, a gap identified by DIVERSITAS [Warwick *et al.*, 1996].

The marine species are partly inventoried in France, Italy, Greece and Spain. Progress has been made on a few taxonomic groups at the Mediterranean scale among which Hydrozoa (Boero *et al.*, 1997), Amphipoda (Ruffo, 1998), Sipuncula (Pancucci *et al.*, 1999) and Mollusca (Sabelli *et al.*, 1990-92; CLEMAM website reference).

However, there are still marine major groups such as diatoms whose diversity has been under-estimated because of misbelieves that “nearly all species are known and global diatom biodiversity is limited” and that “diatom species are cosmopolitan”. Vyverman *et al.* (2001) have demonstrated the potential of diatoms in applied studies and conservation strategies. Diatoms represent 20-25% of global primary production, are ideal for assessing biodiversity

and nature value and are also sensitive proxies for paleoclimate and palaeoenvironmental reconstruction.

Table 1 is a compilation from various sources that has been updated with information from EEA (draft) for marine Invertebrates. This rich biodiversity represents 8 to 9 % of the total number of species in the world's seas. The figures are continuously altered because of new species are still being recorded, especially in hitherto unexplored water layers or geographic areas.

**Table 1**

**No of species within major animal taxa in the Mediterranean (sources: EEA, draft; Bianchi and Morri, 2000; Ruffo, 1998; Boero *et al.*, 1997; Stefanidou, 1996; Simboura and Nicolaidou, 2001)**

Species group	Species number	Species group	Species number
Sponges (Porifera)	622		
Jellyfishes (Hydrozoa)	379		
Sea anemones, corals, rest Cnidaria	100	Little known groups	
Sea mat, hornwrack (Bryozoa)	~ 500	Echiurida	6
Segmented worms (Annelida)	1000	Priapulida	3
<i>snails, bivalves, squids and octopuses</i> (Mollusca)	2000	Sipuncula	33
Starfishes and sea urchins (Echinodermata)	154	Brachiopoda	15
Amphipoda	451	Pogonophora	1
Decapoda	340	Phoronida	4
Isopoda	165	Hemichordata	5
Anisopoda	43	Tunicates	244
Cumacea	91		

## **Ecosystems/Communities**

### ***Pelagic***

Within the Mediterranean Sea there is a general trend of increasing oligotrophy towards the easternmost part (Levantine sea), expressed as phytoplankton and zooplankton abundance and biomass, as well as of primary production. Recent work has shown that primary production rates are on average three times lower in the eastern than in the north-western basin (Turley, 1999). Primary production rates integrated over the euphotic zone (maximum depth: 120m) were low and about 40, 78 and 155 mg C/m<sup>2</sup> per day in the eastern, central and western Mediterranean basins respectively (Gotsis-Skrettas, unpublished data). Zooplankton abundance in the upper 0-100m layer varied between 93 ind/m<sup>3</sup> south of Cyprus and 898 ind/m<sup>3</sup> in the Balearic Sea in June 1999 (Siokou-Frangou, unpublished data). On the other hand the Adriatic and the Aegean seas occupy a distinct position within the Mediterranean Sea due to their topography and their hydrology (large fluvial influence in the N. Adriatic Sea, Black Sea water influence in the NE Aegean Sea). These characteristics are reflected in the plankton communities both quantitatively (higher values in the Northern parts-up to 3000 ind/m<sup>3</sup> in the 0-50m layer- when compared to the southern parts which communicate with the large Mediterranean basin) and qualitatively (strong neritic component and presence of boreal relict species-the copepod *Pseudocalanus elongatus*- in the northern parts).

About 470 zooplankton species have been recorded in the Mediterranean coastal and offshore waters. Although there is a general idea of decreasing species number (for copepods) from west to east, this could be due to the low sampling effort in the eastern basin. In contrast to the Atlantic, the deep waters of the Mediterranean are characterised by the absence of true deep sea (bathypelagic) species. Instead they are occupied by inhabitants of the intermediate layers (200-500 m) the so-called “mesopelagic” fauna.

**Table 2**

**Summary of the ratios of productivity in the western and eastern basins of the Mediterranean.**

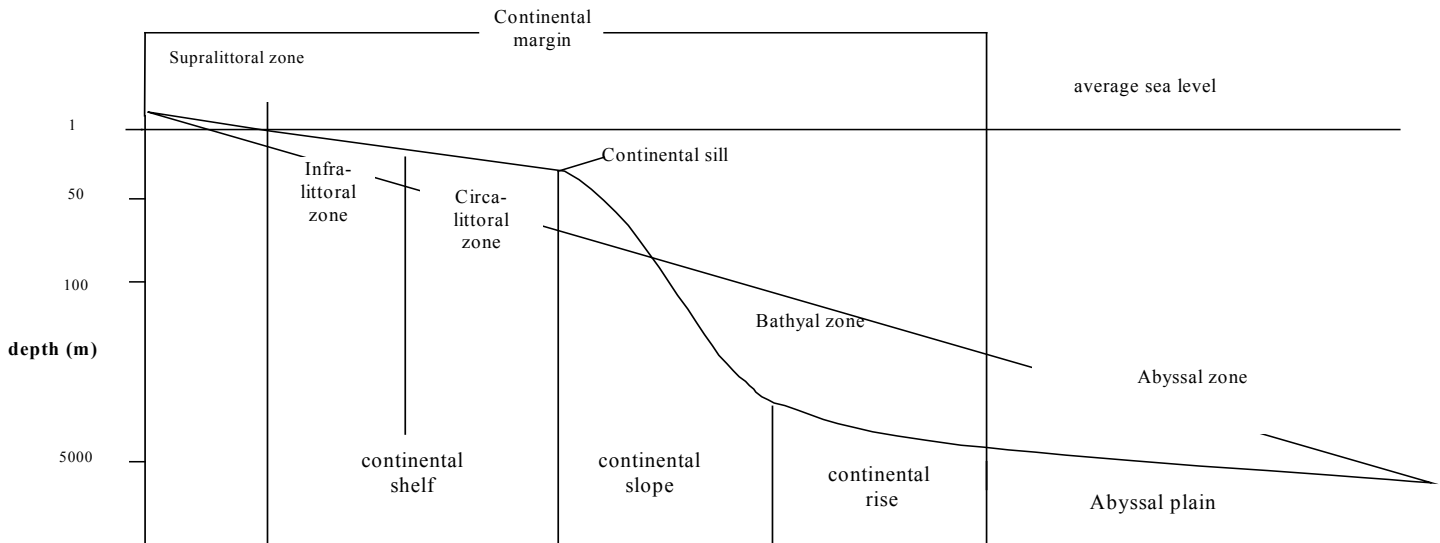
*Source: Turley, 1999*

	West/East ratio
Primary production	3.3 : 1
Bacterial production	1.8 : 1
Fish production	2.7 : 1

### ***Benthic***

A description of the great variety of ecosystems in the Mediterranean was given by Peres and Picard (1958); it has since been amended by Augier (1982) and Bellan-Santini *et al.* (1994). The basic scheme of classification, based on depth, sediment type, hydrodynamics, light transmission and plant distribution (Figure 1), has been widely adopted by Mediterranean scientists.

The main natural habitat types of community interest in the Mediterranean whose conservation requires the designation of special areas of conservation include: Open sea and tidal areas (7 types-see Table 3); Sea cliffs and shingle or stony beaches (3 types); continental salt marshes and salt meadows (3 types); Salt and gypsum inland steppes (2 types); Sea dunes of the (7 types). Among the most sensitive habitats of the Mediterranean (UNEP RAC/SPA. 1997) we should mention, for the mediolittoral zone, the *Cystoseira* communities: index of hydrodynamism at the upper littoral zone I, the *Posidonia oceanica* meadows in the infralittoral zone, as well as *Lithophylum lichenoides* (sensitive to hydrocarbons) and coralligenous communities (erosion from deliberate tearing off), *Corallium rubrum*: reduction in water transparency due to pollution, turbidity.



**Figure 1. Schematic presentation of the ecological benthic zones as proposed by Perés and Picard, 1964**

**Table 3**

**Main marine habitat types in the Mediterranean protected areas under the EU Habitats Directive. Source: (<http://www.europa.eu.int./comm/environment/nature/hab-en.htm>)**

- Sandbanks which are slightly covered by sea water all the time
- Posidonia beds
- Estuaries
- Mudflats and sandflats not covered by seawater at low tide
- Coastal lagoons
- Large shallow inlets and bays
- Reefs

Compared with the Atlantic, the Mediterranean marine communities encompass more species with generally smaller individuals (Mediterranean nanism) having a shorter life cycle (Bellan-Santini *et al.*, 1994).

#### Birds

Wetland loss and habitat degradation are recognised as serious threats for nine out of 33 breeding colonial waterbird species found along the Mediterranean coastline (Erwin, 1996).

#### Mammals

Among the 22 species of whales (Cetaceans) reported, 10 have only been sighted occasionally and are probably not true inhabitants of the Mediterranean. The other 12 species occur regularly, 8 being common and 4 much less frequent (Beaubrun, 1994). Nineteen of the cetaceans (seals included) are listed in Annex II (List of endangered or threatened marine species in the Mediterranean) of the Barcelona protocol concerning Specially Protected areas and Biological Diversity.

#### 4. ECOSYSTEM CHANGES DUE TO ANTHROPOGENIC IMPACT

Anthropogenic activities which may cause direct loss and degradation of biodiversity include: fragmentation and loss of natural habitats, overexploitation of certain species, biological invasion, pollution, microbial contamination. Indirect threats are: the development of river basins and coastline, increase of human population, disturbance linked to leisure or industrial activities, exploitation of wild stocks, non recognition or under-assessment of marine diversity and natural resources in economic terms, weakness of legal systems and institutions, absence of adequate scientific knowledge and/or ineffective transmission of information (BIOMARE, workpackage 2, October 2001). The most often cited causes of local biodiversity degradation are "eutrophication" and "organic matter (OM) enrichment". Chemical pollutants may also reduce immunocompetence and increase high parasitic infestations.

In the Mediterranean the main stressors causing alterations of marine biodiversity and hence degradation of ecosystem quality that has been highlighted (EEA, 1999) are the following:

1. Eutrophication arising from agriculture, urban and tourist development.
2. Industrial and oil pollution.
3. Fishing, exploitation of living resources and mariculture.
4. Biological invasions through shipping and aquaculture
5. Habitat loss.

##### **Microbial Contamination**

Eutrophication arising from agriculture, urban and tourist development has led to serious degradation of all biological components of the marine ecosystem including microbial contamination. Microbial contamination is mainly related to urban wastewater discharges and represents a potential risk to humans. Another source of contamination is through the consumption of poisoned shellfish. The situation has only partly been mitigated by building urban wastewater treatment plants in the Mediterranean countries along the coast. The demand from tourism for good bathing water quality has also pushed other countries into paying increasing attention to this problem. Nevertheless, about 90 % of municipal sewage is still untreated (EEA, 1999). Indicators pertaining to the evaluation of contamination level via the study of coliphages in the waters, sediments, organisms are beyond the aims of this report.

##### **Industrial Pollution**

The impact of industrial/chemical pollution, along with that of eutrophication, on the biological diversity, are those most studied at all scales (spatial, temporal). The impact of the two stressors (complex of stressors) are alike in most cases and are therefore not easily discernible at most levels with the exception of the organismic level (biological effects). A good example of this complex of stressors is the change of the ecological quality in the *Posidonia oceanica* meadows. *Posidonia* is a seagrass species endemic to the Mediterranean, of major importance for marine biodiversity due to the high number of species finding food and shelter in its meadows. These meadows show at present alarming signs of degradation, especially in the northern parts of the Mediterranean. In the Liguria Sea nearly 30% of their original surface area has been lost in the 60s, during the period of rapid urban and industrial development along the Ligurian coast (Peirano and Bianchi, 1997).

## Oil Pollution

After a spill of a contaminant in Valencia, in early July 1990, hundreds of dead dolphins were washed up along the Spanish, French and Italian coasts, as well as on North African shores. During the summer of 1991, several hundred dead and dying dolphins were washed up on the beaches of southern Italy and Greece. Although pathogens clearly triggered some of these deaths, and epidemics have been known to occur in wild marine mammal populations, the immuno-suppressive effects of contaminants may have contributed to the severity of these incidents, perhaps by facilitating the spread of infection. This, and the additional chronic effects of organochlorines, could hinder, or even prevent, recovery of individuals from pathogenic disease. Measurements of Total Aromatic Hydrocarbons (PAH) in sediments and marine organisms are included in the workplan of the MEDPOL project which is implemented in most Mediterranean countries since the 80's.

## Fishing and Mariculture

The increase of the number of fish-farms (biological and chemical stressor) modifies local marine biodiversity in the southern Mediterranean Sea.

Fishing has increased by about 12 % in the past decade, with high exploitation of both bottom-living (demersal) and big pelagic (tuna and swordfish) stocks which is however more intense in the North Mediterranean. Over-exploitation in the northern Mediterranean has led to a serious decline in the red coral (*Corallium rubrum*), the date mussel (*Lithophaga lithophaga*) and many other invertebrates.

## Biological Invasions

The biological pollution represented by exotic species (also cited as alien and invasive) represent a growing problem due to the unexpected and harmful impacts they may cause to the environment, indigenous fauna, economy and human health.

The Mediterranean, open to the Atlantic, Pontic and Erythrean biota, is prone to invasions, particularly in its eastern basin. The oldest vector of introduction is the transportation of fouling biota, sessile and adherent, on ship hulls. Many cosmopolitan members of the fouling community are quite possibly older introductions into the Mediterranean while recent records are also attributed to introductions via ballast tanks. Transport and transplantation of commercially important exotic oysters has resulted in numerous unintentional introductions of pathogens, parasites and pest species. However, the greatest influx of invaders resulted from the opening of the Suez Canal in 1869 that allowed entry of Indo-Pacific and Erythrean biota, the so called Lessepsian immigrants (Por, 1978). Already some Erythrean invaders spread as far west as Malta and Sicily; if global warming were to affect the Mediterranean sea water temperature, tropical invasive species would gain a distinct advantage over the native fauna.

## Habitat loss

Loss of coastal habitats is a major global concern. Besides coastal erosion related to a combination of human activities such as damming and coastal developments, wetlands and estuaries are threatened due to competitive use of the coastal zone but also subtidal areas, especially by trawling. The economic losses caused are substantial, but not generally appreciated. There are three main problems (Gray, 2003)

- Habitat degradation – from human waste (pollution);
- Habitat loss – leads to loss of species and the functions they perform;
- Habitat homogenisation – e.g. trawling converting many habitats to a single one.

Erosion data in the Mediterranean showed that the 1500km of artificial coasts can be found in the EU marine area (Balearic Islands, Gulf of Lyon, Sardinia, Adriatic, Ionian and the Aegean (with harbours and ports contributing the major part (250km). Based on the CORINE coastal erosion data about 25% of the Italian Adriatic coast and 7.4% of the Aegean Sea show evolutionary trends of erosion. (EEA, 1999a).



*Corallium rubrum* (photo: C. Bratits)

A well known case is that of the red coral *Corallium rubrum* (see photo) that is heavily exploited. However, its degradation is also attributed to reduction in water transparency due to pollution and turbidity.

*Other known cases in the Mediterranean are that of loss of habitat of date mussel due to overexploitation, massive deaths of sponges (presumably attributed to diseases) and that of corals in the W. Mediterranean, Adriatic and N. Aegean.*

If habitats are conserved then usually most species within the habitat are conserved and this is probably the simplest way to conserve biodiversity. Yet it is the mosaic of different coastal habitats that are important, collectively called the "landscape" or seascape".

## **5. CURRENT FRAMEWORKS FOR THE DEVELOPMENT OF ENVIRONMENTAL INDICATORS**

There are many frameworks within which indicators and potential indicators could be developed and used. World-wide several frameworks such as the "Pressure-State-Response" (PSR) and the "Sustainable Development" (SD) ones have been proposed for the design and organization of indicators. FAO<sup>1</sup> has outlined the guidelines of the process to be followed in order to establish (design, select, develop, implement, test) a Sustainable Development Reference System (SDRS) at national or regional level (FAO, 1999).

The OECD<sup>2</sup> work on environmental indicators is carried out in close co-operation with OECD Member countries. It has led to:

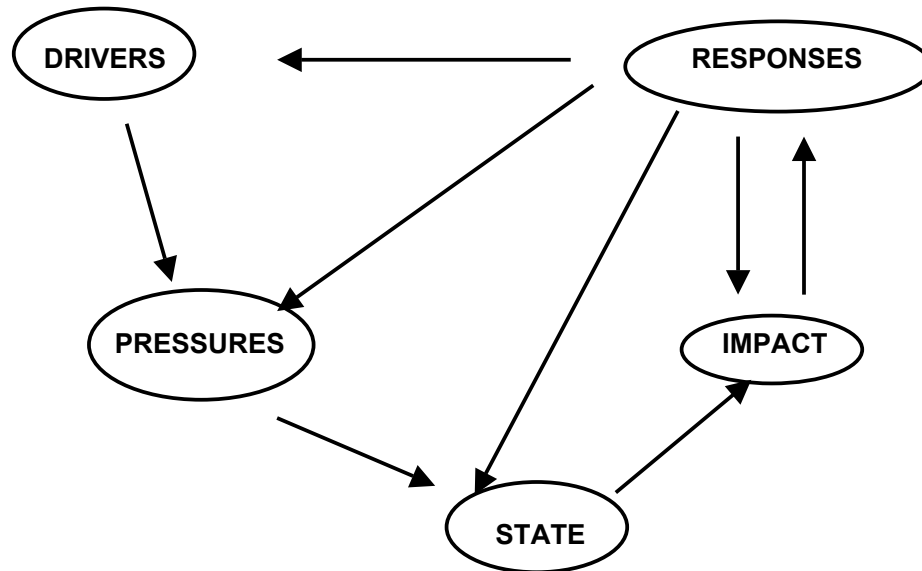
<sup>1</sup> FAO (the UN Food and Agriculture Organization).

<sup>2</sup> OECD: Organization for Economic Co-operation and Development.



- Agreement by Member countries to use the (PSR) model as a common framework;
- Identification and definition of a core set of environmental indicators supplemented with sectoral sets of indicators, based on their policy relevance, analytical soundness and measurability;
- Measurement and publication of these indicators for Member countries.

To assess the main challenges and problems for the marine and coastal waters in Europe, the Inter-Regional Forum Working Group on Indicators has framed the information needs, following the general conceptual assessment framework of the EEA, known as the DPSIR approach (Driving Forces, Pressures, States, Impacts and Responses) –see figure 2.



**Figure 2. The DPSIR Framework for reporting on Environmental issues. Source: EEA, 1999b.**

**Driving forces** describe the developments in human activities and economic sectors playing a key role in driving environmental change. **Pressures** describe direct stresses on the environment such as emissions to water, total input of substances to the coastal zone. **State** describes environmental (in this case biological) variables which characterise the conditions of marine waters and coastal zones. **Impacts** describe the changes in ecosystems. Due to the resilience of the ecosystem, changes in the environmental pressures do not always result in changes within the ecosystem. Moreover, changes in the state of the environment are so gradual that changes in the system are difficult to identify and often there is a time lag before changes become visible. The **responses** of policies can be defined specific in terms of measures affecting driving forces, pressures, state and impact or more generic like the adoption of integrated coastal zone management or the ecosystem approach in fisheries.

#### **The Water Framework Directive (WFD)**

A combined approach for the water protection at EU level is foreseen, with the implementation of the Water Framework Directive. Surface water, ground water and protection zones are the main environmental objectives of the WFD; the ecological status of these sectors is derived from the definition of "Eco-types" for the water elements, from 5 classes of ecological quality and from reference conditions.

**Box 1. The Water Framework Directive (source directive 2000/60/EC)**

The purpose of this Directive is to establish a framework for the protection of inland surface waters, transitional waters, coastal waters and groundwater which among others:

- a) *prevents further deterioration and protects and enhances the status of aquatic ecosystems and, with regard to their water needs, terrestrial ecosystems and wetlands directly depending on the aquatic ecosystems;*
- b) *aims at enhanced protection and improvement of the aquatic environment inter alia through specific measures for the progressive reduction of discharges, emissions and losses of priority substances and the cessation or phasing-out of discharges, emissions and losses of the priority hazardous substances;*

.....

and thereby contributes to:

- .....
- *the protection of territorial and marine waters, and*
- *achieving the objectives of relevant international agreements, including those which aim to prevent and eliminate pollution of the marine environment, by Community action under Article 16(3) to cease or phase out discharges, emissions and losses of priority hazardous substances, with the ultimate aim of achieving concentrations in the marine environment near background values for naturally occurring substances and close to zero for man-made synthetic substances.*

**Selecting Final Indicators and their Reference Points**

Indicators are especially important tools for accountability and transparency. This requires that they are limited in number, relevant, responsive, simple and policy-related.

Selecting the appropriate framework and determining dimensions, criteria, objectives and possible indicators and reference points, there may still be a large number of potential indicators that could be used. Once the indicators have been selected and agreed upon, the use of standardised methodologies and specifications for indicators and reference points will help to provide a sound technical foundation for a framework. They also help to ensure that comparisons within and between similar ecosystems are consistent through time. They need to be well documented and their applications widely understood and the use of a methodology sheet is recommended. The methodology sheets should, as far as possible, identify the data needs, method of analysis, and the frequency with which the indicator should be updated.

Indicators are generally developed from data that are already available, e.g. in institutional databases and industry records. However, there may be areas where criteria and objectives have been developed but there is no reliable data to calculate indicators and evaluate progress against the objectives. Where such deficiencies exist, an effort has to be made to collect data for a minimum number of indicators which will then be used to assess the ecological status of a given area.

**6. PROGRESS IN DEVELOPMENT OF ECOLOGICAL QUALITY BIOLOGICAL INDICATORS FOR MARINE AND COASTAL WATERS**

Environmental and in particular ecological quality indicators are being developed at a national level by many countries as part of their international obligations such as those under Agenda 21 and OECD reviews. However, most countries focus on chemical parameters. Some countries consider chlorophyll concentrations to be a useful indicator. It seems that biological indicators will need to be more focused upon in time. In Australia among 61 environmental indicators recommended for reporting the state of the environment (Ward et al, 1998), 3 relate to cited species, 9 to habitat extent and 17 to habitat quality (Table 4).

Table 4

**Key Indicators: Condition (C), Pressure (P) or Response (R) for Australian waters**  
**Source: Ward et al, 1998**

<b>Class 1: Cited species/taxa</b>	<b>Class 3: Habitat Quality</b>
1.1 marine species rare, endangered or threatened R	3.1 algal bed species C
1.2 protected species populations C	3.2 algal blooms P
1.3 seabird populations C	3.3 beach species C
	3.4 coral reef species C
	3.5 dune species C
	3.6 fish populations C
	3.7 intertidal reefs species C
	3.8 intertidal sand/mudflat species C
	3.9 islands and cays species C
	3.10 mangrove species C
	3.11 pest numbers P
	3.12 saltmarsh species C
	3.13 seamount species C
	3.14 seagrass species C
	3.15 species outbreaks P
	3.16 subtidal sand/mudflat species C
	3.17 chlorophyll concentrations C

In the North Sea, measurement of Ecological Quality (EcoQ) has focused on the state of benthic communities based on the two community attributes: species diversity, and community structure and functioning (Table 5).

**Table 5**  
**Proposed indicators in the North Sea (after De Boer et al., 2001)**

<b>Species diversity</b>	<b>Community structure and function</b>
Species diversity (Shannon-Wiener H')	r/K ratio as calculated through ABC method and W-statistic
Density of fragile, vulnerable species	Density of opportunistic species
Shell scars in <i>Arctica islandica</i>	VDS Index in female <i>Nucella lapillus</i>

In Sweden, the scale used to classify current conditions for the Kattegat/Skagerrak is based on an interpretation and integration of the biological structures on and within the bottom sediments (Pearson and Rosenberg, 1978), and on the depth of the oxidized sediment layer, which together yield a Benthic Habitat Quality (BHQ) Index. In the Baltic Sea, the assessment of conditions is based on a combined index (AAB) of species diversity, abundance and biomass of bottom living animals (Anonymous, 2000).

Some initiatives to develop biological indicators are noted in HELCOM<sup>1</sup> but others as those being developed within OSPAR<sup>2</sup> are also noted. OSPAR considered in the context of the development of ecological quality objectives (EcoQOs) major ecosystem components: **Plankton, Zoobenthos, Fish, Habitats, Birds and Mammals.**

<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.

At the European level, the development of biological indicators, as a tool for the protection of biological diversity of coastal and marine ecosystems has been advanced through the implementation of the HABITATS<sup>3</sup> directive, the ecological parts of the WFD<sup>4</sup>, the ICZM<sup>5</sup>, the Bathing Waters Directive and others. Moreover, the European Commission is funding several initiatives such as the European Platform for Biodiversity Research Strategy (EPBRS), BIOMARE (<http://www.biomareweb.org>) and Marble Conference in the framework of which the development of marine biodiversity indicators is key issues. At present the following indicators are being discussed within BIOMARE: *a) indicators of environmental change, b) keystone invasive and engineer species, and c) genetic and molecular biodiversity indicators*

Recently a reform of the Common Fisheries Policy (CFP) so as to incorporate the ecosystem approach has been dictated by the loss of biological diversity due to fishing and aquaculture.

The biological quality elements for the definitions of ecological status in coastal waters as defined in WFD (EEC, 2000) are: *a) Composition, abundance and biomass of phytoplankton; b) Composition and abundance of other aquatic flora and c) Composition and abundance of benthic invertebrate fauna*. In particular, three quality classes, high, good and moderate can be assigned on the basis of the above elements as in Table 6.

As indicated above considering the Water Framework Directive, state of the environment information about European marine waters will build on the progress made in monitoring and assessments and indicator developments through the Conventions/Action Programmes and collaborating through the Inter Regional Forum Working Group on Indicators. The Inter-Regional Forum Working Group, following the general conceptual DPSIR framework of the EEA has identified and proposed for further development the potential core set of biological indicators presented in Table 7.

The development of indicators at EU level has been speeded up after the European Council in Cardiff in the summer 1998 and the activities in relation to integration of environmental concerns in relation to environmental policies.

---

<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.

**Table 6**  
**Definition of three quality classes of coastal waters based on phytoplankton, phyto­benthos, zoobenthos (source WFD, Annex V, §1.2.4)**

	<b>High status</b>	<b>Good status</b>	<b>Moderate status</b>
Phytoplankton	<p>The composition and abundance of phytoplanktonic taxa are consistent with undisturbed conditions.</p> <p>The average phytoplankton biomass is consistent with the type-specific physicochemical conditions and is not such as to significantly alter the type specific transparency conditions.</p> <p>Planktonic blooms occur at a frequency and intensity which is consistent with the type specific physicochemical conditions.</p>	<p>The composition and abundance of phytoplanktonic taxa show slight signs of disturbance.</p> <p>There are slight changes in biomass compared to type-specific conditions. Such changes do not indicate any accelerated growth of algae resulting in undesirable disturbance to the balance of organisms present in the water body or to the quality of the water.</p> <p>A slight increase in the frequency and intensity of the type specific planktonic blooms may occur.</p>	<p>The composition and abundance of planktonic taxa show signs of moderate disturbance.</p> <p>Algal biomass is substantially outside the range associated with type specific conditions, and is such as to impact upon other biological quality elements.</p> <p>A moderate increase in the frequency and intensity of planktonic blooms may occur. Persistent blooms may occur during summer months.</p>
Macroalgae and angiosperms	<p>All disturbance sensitive macroalgal and angiosperm taxa associated with undisturbed conditions are present.</p> <p>The levels of macroalgal cover and angiosperm abundance are consistent with undisturbed conditions.</p>	<p>Most disturbance sensitive macroalgal and angiosperm taxa associated with undisturbed conditions are present.</p> <p>The level of macroalgal cover and angiosperm abundance show slight signs of disturbance.</p>	<p>A moderate number of the disturbance sensitive macroalgal and angiosperm taxa associated with undisturbed conditions are absent.</p> <p>Macroalgal cover and angiosperm abundance is moderately disturbed and may be such as to result in an undesirable disturbance to the balance of organisms present in the water body.</p>
Benthic invertebrate fauna	<p>The level of diversity and abundance of invertebrate taxa is within the range normally associated with undisturbed conditions.</p> <p>All the disturbance sensitive taxa associated with undisturbed conditions are present.</p>	<p>The level of diversity and abundance of invertebrate taxa is slightly outside the range associated with the type specific conditions</p> <p>Most of the sensitive taxa of the type specific communities are present.</p>	<p>The level of diversity and abundance of invertebrate taxa is moderately outside the range associated with the type specific conditions.</p> <p>Taxa indicative of pollution are present</p> <p>Many of the sensitive taxa of the type specific communities are absent</p>

Table 7

Potential core set of indicators for the headline indicator issue fragile ecosystems: marine and coastal waters (source EEA, 2001)

DPSIR	Ecological quality
	Plankton
S	<i>Occurrence of nuisance algae</i>
S	<i>Species composition</i>
S	<i>Diversity</i>
	Fish (non commercial species)
S	<i>Biomass of threatened species</i>
	Zoobenthos
S	<i>Community species diversity</i>
S	<i>Community structure and function</i>
	Habitats
S	<i>Surface versus potential surface</i>
	Marine mammals
S	<i>Biodiversity /numbers of threatened species</i>
	Marine birds
S	<i>Biodiversity/numbers of affected species</i>

## 7. OVERVIEW OF THE BIOLOGICAL ELEMENT: FROM GENE TO ECOSYSTEM

On investigating causal relationships between stressors and ecosystem health (impact on biological element), a great number of biological and ecological indicators have been developed as potential tools to trace biodiversity changes from molecular (gene) to ecosystem level. Biological indicators can be defined as multiple measures of organism health to environmental stressors that include several levels of biological organization and time scales of response.

The biological indicators that are in use today may range from biochemical to cellular and physiological level, called biomarkers, and from organism to ecosystem level termed bioindicators. A biomarker is defined as “a change induced by a contaminant in the molecular, biochemical or cellular components of a process, structure or function, that can be measured in a biological system” (NRC, 1989).

Direct measurement of the presence of contaminants in the tissues of selected organisms, the so called biomonitors, has been the subject of long-term monitoring in the Mediterranean (as well as in other regional Seas). An important factor to be considered when establishing a biomonitoring system is the organism to be used. Criteria for selecting biomonitors have been proposed by several investigators, including spatial and temporal abundance, ease of sampling and range of detectable biological responses (summarized by Phillips and Rainbow, 1994). The range of marine organisms used by different researches is wide (including algae, invertebrates and vertebrates). Oysters, mussels and other taxa have been mostly used to monitor the water column levels of many chemicals, and represent an early warning device to detect the spread of unpredicted residues into otherwise uncontaminated areas. These have been used, for example, for detection of trace metals and organochlorines (Denton and Burdon-Jones, 1981; Phillips, 1985).

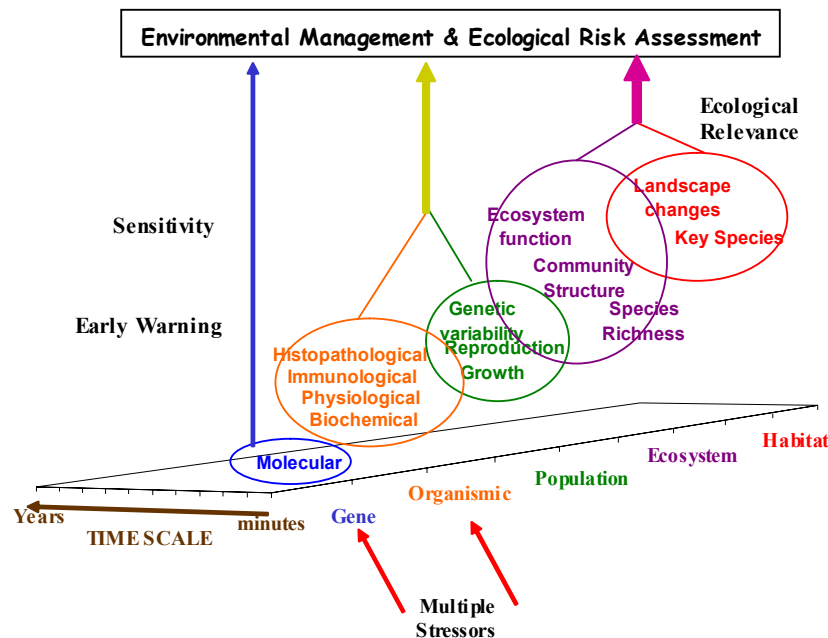
From a long list of proposed appropriate species (UNEP, 1981) each Mediterranean country has established its own set of organisms in the frame of the MEDPOL project as well as for the needs of national monitoring. The algae *Ulva* spp., *Enteromorpha* spp. *Posidonia oceanica* and benthic invertebrates *Mytilus galloprovincialis*, *Capitella* spp., *Malacoceros fuliginosa*, *Corbula gibba*, etc. are among those most often cited.

The presentation of indicators and rationale for using them as well as the linkage among the different levels are presented at the different levels of biological organization as below. Unfortunately, the links between biochemical and ecological levels are today still difficult to establish formally.

- At the gene level: molecular biomarkers to detect genetic changes induced at the organism and/or population level;
- At the organismic level: biomarkers to measure biological effects: biochemical to physiological ↔ Linkage to molecular level;
- At the population level: includes population genetics to detect stress, morphological changes and changes in population dynamics. ↔ Linkage to molecular and ecosystem levels;
- At the community level: community composition, structure and function- a variety or a combination of ecological indicators ↔ Linkage to population level;
- At the habitat level: monitoring of habitats of key species ↔ Linkage to population and community levels. Includes monitoring of birds and mammals as well as of pristine ecosystems like Specially Protected Areas.

Stressor effects on organisms, populations, communities and ecosystems, though measured at different time scales since the initiation of a stress may have a high ecological relevance. Yet, in most cases they cannot represent early signs of human pressures on the biological diversity of the ecosystem. However, several biomarkers are able to give the first warning of biodiversity threat.

Figure 3 presents graphically the various levels of biological organizations and clusters of indicators at these levels as well as the time frame within which these clusters are sensitive enough to provide info in the EcQoS.



**Figure 3. Overall view of biological indicators (from gene to habitat) used to assess ECoQoS**

### At the Gene Level

These new simpler, faster short-cut largely laboratory techniques of monitoring are not meant to compete with or replace techniques that use population community and whole ecosystem responses (Munawar et al, 1989). The most basic level of biological responses is, perhaps, the molecular level, that of mRNA-level gene-expression. Changes in gene expression whether caused by a single gene mutation or a complex of multigene effects lie at the heart of regulatory mechanisms that control cell biology. Comparison of gene expression in different cell types, the onset of expression of gene-systems which are induced or suppressed by environmental cues, including levels of different pollutants, may offer the earliest biomonitoring markers (Wells, 1999).

The basic theory behind recent studies is that organismic response to environmental pollution entails, at least in part, *de-novo* transcription of messenger RNA (mRNA) (leading to protein synthesis). Research effort is focusing on testing the feasibility of the suggested approach for exposing markers based on alterations in gene expression. Polymerase Chain Reaction (PCR) is nowadays the standard tool for separating and cloning individual mRNAs. Differential Display Polymerase Chain Reaction (DD-PCR) provides for the detection of minute alterations in gene expression without requiring prior knowledge of responsive genes (Mokady and Sultan, 1998).

Research is designed in a way that would expose relevant markers for biomonitoring the coastal marine environment. In order to accomplish this objective, the obtained fragments (representing expressed genes) are screened for validity and sequenced, so that diagnostic PCR-primers could be designed for them. Identification of mRNA composition of cells, tagging and comparison with sequences in data banks and finally their cloning and usage as probes to isolate genes from genetic material or genomic libraries have been made possible by PCR analysis and nowadays (Liang and Parde, 1992) are steps for the development of 'diagnostic kits'.

Research has taken a first step toward the development of an 'environmental diagnostic kit', based on multiple diagnostic fragments. To be useful, such a kit must be based on fragments obtained from an abundant biomonitor, reflecting alterations in gene expression in response to a wide range of types and levels of pollution and other environmental disturbances (Sultan *et al.*, 2000).

In the Spanish littoral zone work is focusing on molecular biomarkers such as induction of biotransforming enzymes or some particular isoenzymes as early warning signals for ecological distress. Higher activity of detoxifying and antioxidative enzymes in bivalves and fish. Oxidative DNA damages assessed by High Performance Liquid Chromatography (HPLC) and gene expression using as specific probes the corresponding genes isolated by PCR (Barea, 1996). In Israel coastal marine bivalves are used in studies for the development of a gene-expression based marine biomonitoring system (Mokady and Sultan, 1998; Sultan *et al.*, 2000).

Work in Mediterranean seems to be in its early stages exploring the possibility to develop a novel type of biomonitoring system focused at this level of biological response. The sensitivity of DD-PCR, enabling the visualization of very early responses, holds the promise for establishing not only a monitoring/assessment system, but rather a warning system with the capacity to prioritise different environmental problems according to their severity (Sultan *et al.*, 2000). Thus, catastrophic events may be prevented rather than documented.



## At the Organismic Level

### Biomarkers

Modern environmental toxicology has gradually combined the studies that are based on estimates of residue levels in bioindicator organisms with a new approach that relates the responses of an organism, population or natural community to chemical stressors in the environment that is the development of biomarkers. The evaluation of a biomarker in bioindicator organisms that are sampled in one or more areas suspected of contamination and compared with organisms from a control area, enables the potential danger, to a community or communities, to be assessed (McCarthy and Shugart, 1990; Fossi, 1994). Up-to-date a number of advantages and limitations have been recording for the use of biomarkers.

Among the advantages the following can be assigned:

- Molecular, biochemical or cellular events tend to be more sensitive, less variable, more highly conserved between species, and often easier to measure than stress indices commonly examined at the organismic level.
- Molecular and biochemical alterations are the first detectable quantifiable responses to environmental changes.
- Molecular and biochemical markers can serve as indicators for both exposure and effects in organisms.

However it must be cited that:

- Age, diet, environmental factors, seasonal variation, and reproductive cycle may alter a number of structural states representing normality and could be potentially confounding issues in attempts to use morphological criteria as biomarkers of effect.
- Overlap between anticipated toxic state and some aspects of the range of normal morphology might exist.
- It is difficult to relate biochemical responses to the health of the organism and to adverse effects on the population, the type of information that is often the bottom-line in environmental monitoring. This problem can be overcome, however, by selecting biomarkers which detect cellular and biochemical events which are intimately involved in protecting and defending the cell from environmental insults.

### 7.1 *Proteins and Enzymes*

Different proteins and enzymes have been explored as potential biomarkers for a variety of different organisms (Huggett *et al.*, 1992). The most frequently used techniques for analyzing protein levels within organisms involve metabolic labelling and specific antibody or cDNA probes. Antibodies appear to be the most promising probes for biomarkers and their use can be greatly increased if monoclonal antibodies are produced and to be used for detecting the same proteins in a large variety of different organisms. In the analysis of enzyme activity, enzyme assays can be run using various substrates to determine the rate of conversion of the substrate to its final product.

#### 7.1.1 *MFOs: Cytochrome P-450 dependent mixed function oxidases*

Rationale: Cytochrome P-450 monooxygenases are a protein family involved in the biotransformation of organic chemicals, resulting in molecular changes (either their activation to toxic metabolites or their inactivation). The induction of P-450 can serve as a highly sensitive marker of an organism's toxic burden, when the organism has been exposed to chemical inducers in the environment (Rice *et al.*, 1994).

Advantages: These enzymes are present in a variety of tissues (e.g. liver, gonads, kidneys, intestines, gills, heart). Increased P-450 enzyme activity generally results in the increased synthesis of mRNA and increased production of the enzyme protein. In a concept it is possible to study the activity of the P-450 enzymes, the amount of protein and the amount of mRNA in the cells but these procedures are expensive, labour intensive and require laboratories that are properly equipped and personnel with expertise in biochemistry.

Limitations: Few studies have been done with fish in order to evaluate the sensitivity of the induction cascade for this enzyme (Forlin *et al.*, 1994). However enzyme's potential as a biomarker is somewhat limited at present. Similarly, the potential use of monooxygenase activity in molluscs or crustaceans for analyzing environmental chemical exposures seems to be little at present.

### 7.1.2 Stress proteins

Rationale: Stress proteins is a group of proteins whose synthesis is induced by a wide variety of physical conditions and chemical agents. There is an assumption that some of these proteins protect the cell from damage resulting from environmental perturbations. Others are involved in the regulation of various genes.

Advantages: Stress proteins make ideal candidates as biomarkers for environmental contamination since they are: a) part of the cellular protective response, b) induced by a wide variety of environmental stressors, c) highly conserved in all organisms from bacteria to man (many cDNA probes and antibodies can be used across phyla) and d) much is known about multiple levels of regulation of stress proteins.

#### 7.1.2.1 Heat shock proteins

Rationale: Heat shock proteins (hsp) are induced by a wide variety of stressors (Sanders 1993). There are five types of heat shock proteins: hsp90, hsp70, hsp60, hsp20-30 and ubiquitin. Of these, only three (hsp70, hsp60 and ubiquitin) have been potential as valuable biomarkers. The hsp70 acts to stabilize or solubilize target proteins and serves a "chaperone" function by helping newly synthesized secretory and organellular proteins translocated across the membrane (Hightower, 1991). The hsp60 facilitates translocation and assembly of oligomeric proteins in mitochondria (Hendrick and Hartl, 1993). Both hsp70 and hsp60 are highly conserved between species and are greatly increased in quantity under stressful conditions, making them ideal as stress indicators in organisms.

Advantages: Ubiquitin is an excellent biomarker because of it targets denatured proteins for degradation and removal.

Limitations: Its small size requires extremely sensitive equipment for detection. Thus, some work must be done before its full potential as a biomarker is realized.

### 7.1.3 Glucose regulated proteins

Rationale: Glucose regulated proteins (grps) are involved in the cellular responses to glucose and oxygen deprivation.

Limitations: Little is known about the induction of synthesis of grps. Their use as general stress indicators is limited but their function makes them ideal as specific response biomarkers.

#### 7.1.4 Heme oxygenase

Rationale: Metals, sodium arsenite, thiol-reactive agents and stressors causing oxidative damage induce heme oxygenase. Its function is to cleave heme to form biliverdin, which is subsequently reduced to bilirubin. Bilirubin protects cells from oxidative damage as a free radical scavenger. This is a good biomarker for looking at stressor specific cellular responses.

#### 7.1.5 Metallothionein

Rationale: Metallothionein is a protein that is induced by trace metal exposure. It is a metal-binding protein that is involved in the sequestration and the metabolism of heavy metals in cells.

For more details see UNEP/RAMOGGE, 1999.

Advantages: These proteins have much to offer as potential biomarkers. A large information base that concerns available methods for monitoring both changes in metallothionein synthesis and metal composition is available. Assay procedures for these proteins are sensitive and give evidence of induction at relatively low metal dosage levels.

Limitations: Before these proteins can be effectively used as biomarkers, the normal physiological levels and their regulation must be understood.

#### 7.1.6 Antioxidants

Rationale: Antioxidants are induced by the production of oxyradicals in cells, as a result of oxidant mediated responses. There are several types of antioxidant enzymes that could be used as biomarkers for environmental contamination. These include: superoxide dismutases; catalases; peroxidases and glutathione reductase. Of these four, peroxidases appear to have the highest present potential as biomarkers, particularly in the context of oxidizing air pollutants.

#### 7.1.7 Cholinesterase

Rationale: Cholinesterase (ChE) is widely used to estimate neurotoxic impacts of pollutants on the cellular level of marine organisms (Galgani *et al.*, 1992). Inhibition of ChE activity has been suggested as a parameter to detect effects of organophosphates, carbamates, some heavy metals and surfactants (Escartin and Porte, 1997).

### **7.2 Other Potential Protein and Enzyme Biomarkers**

There are many other protein and enzyme biomarkers that are being explored presently.

These include:

ATPases

Monoamine

NADPH cytochrome c reductase and other cytochromatic enzymes

Various hormones

Glutathione peroxidase and glutathione transferases

Heme biosynthetic pathway enzymes

Epoxide hydrolase and many others

Vitellogenin

Potentially the mullet (*Mugil cephalus*) is a good indicator organism of contaminated sediments. It is a benthivore sedentary organism whose contact with the sediment is directly

favoured by the presence of contaminants in the environment. The use of some biochemical indices such as OFM (Oxygenases a function mixtes), SOD (superoxide dismutase), ADH (aldehyde dehydrogenase) and catalases constitute sensitive and specific monitoring tools for the assessment of environmental pollution.

### 7.3 Immunological Biomarkers

The response and functioning of the immune system is multifaceted. In many aquatic species the immunological system is particularly sensitive to immune-moderators, especially to xenobiotics. Their metabolism is susceptible to alterations which could be used as early warnings (indicators of stress and toxicity). Recent experiments correlate the decrease in immunocompetance in marine organisms to the PCB content in their fats (Stone, 1992) or to the pollution gradient (Secombe *et al.*, 1991). There are many assays available for detection of contamination, but the ones used are often chosen based on the specific objective of the study, the available equipment, the experience and training, the length of the study and the number of tests being done. A number of advantages and limitations of using immunological indicators as biomarkers is cited in table 8.

**Table 8**

**Advantages and limitations of using immunological indicators for assessing EcoQ**

Advantages	Limitations
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Response occur even when chemicals' concentration is low</li> <li>• Provide evidence linking a toxicant to disease outbreak in fish               <ul style="list-style-type: none"> <li>• Assays are quick an sensitive; simpler assays can be taken into the field as kits</li> <li>• Do not require sacrificing the organism</li> </ul> </li> <li>• Blood samples can be taken over a period of time to allow for long term evaluation of a toxin</li> <li>• Immune system is physiologically similar in most vertebrates therefore equipment/materials can be used on a variety of species</li> <li>• There is a large literature base of immunotoxicology</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Data cannot be extrapolated between species</li> <li>• Immune response is sometimes too broad to provide conclusive evidence</li> <li>• Difficult to know which test to use or what effects to test for</li> <li>• Assays are specialized and require subjective interpretations</li> <li>• Complex assays are expensive</li> <li>• Stressor must already be known</li> <li>• Immune system is highly sensitive to biotic and abiotic factors</li> <li>• Requires further confirmatory testing</li> </ul>

Immunological indicators may be categorized into a three tier regime. Tier I consists of general screening of the immune system, tier II is a comprehensive evaluation of the immune system and tier III consists of host resistance studies.

#### Tier I: General Screening (nonspecific screening)

This level includes studies related to gross morphology or cellular conditions of the organs of the immune system. Examples involve measurements of the size and weight of the spleen, the volume of packed cells within a unit volume of blood (hematocrit), the volume of leukocytes per unit volume of whole blood (leukocrit), wound healing, macrophage phagocytosis, lysozyme activity, agglutination assay, graft rejection, the percentage of circulating antibodies activated by lysozyme and the histology of the lymphoid tissue. These assays are quick, easy, and inexpensive but are sensitive to temperature, handling and crowding of the organisms.

## Tier II: Comprehensive evaluation of immune system

This level involves a variety of assays which examine all the components of the immune system and include immune cell quantification, native immunoglobulin quantification, surface markers, phagocytic index (cells involved in the initial immunal response) and plaque-forming cell assay. Another test is to measure the mitogenic response that is the index of factors stimulating proliferation of B or T lymphocytes. It is known that stressors will suppress the stimulatory ability of such factors causing the mitogenic index to drop. Assays of tier II are specific and sensitive. All compounds causing tier II effects have been found to cause tier I effects; therefore tier II tests should be used only when studying the mechanism of action of the toxicant.

## Tier III: Host resistance studies

This level focuses on the resistance of the host to a stressor. Tests include mortality, noting the presence of and quantifying bacteria, viruses and parasites in the blood and tumour quantification measuring antigen uptake and performing specific antibody quantifications but are sensitive to factors such as temperature, handling, transportation etc.

### **7.4 Histological Markers**

Histopathology is a valuable discipline for determining effects on cells and tissues. Besides a series of molecular/biochemical changes caused by stressors, structural changes to cells may also occur. The cells are able to survive many types of injury by means of adaptive physiological response. Examples of such adaptations include hypertrophy, atrophy, increased lysosomal autophagy, ageing, neoplastic transformations and accumulation of materials. However, a study of the literature survey produced by Cantillo (1991) on Mussel Watch programs throughout the world shows that only 34 of the 1134 references contained histopathological studies. The studies on fish histological modification have mainly focussed on the detection of neoplastic transformation or foci development. Modifications of the lysosomal system such as its permeability, stability, size, proliferation and content have been utilized as biomarkers of effect. Some tests use cells in body fluids, for example blood, which can be used nondestructively, such as pathological changes in intracellular membranes of lysosomes. Lysosomal membrane damage appears to be a universal marker for effects of stresses in most if not all nucleated cells (Moore *et al.*, 1994).

It is important to note that by relating biomarkers of cell injury to significant pathological consequences for the organism their diagnostic value and predictive capability for further damage at higher organisational levels will be strengthened (Moore and Simpson, 1992). A number of limitations and advantages are cited in table 9.

Yet, much antibody-based recognition tests for specific proteins (e.g. cytochromes P450, stress proteins) can now be applied directly to histological samples. This can provide useful information on the spatial distributions of such proteins in relation to stress-induced structural and organizational alterations in cells and tissues (Moore and Simpson, 1992).

Table 9

## Advantages and limitations of employing histological markers to assess EcoQs.

Advantages	Limitations
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Results from initial tests can lead to appropriate detailed analysis</li> <li>• A number of different organ systems can be analysed using the same organism</li> <li>• Rapid assessment of many potential sites of injury</li> <li>• Stressors attack specific cell types within a given region of an organ</li> <li>• Potential predictive qualities (type of chemical, health of ecosystem)</li> <li>• Technological development have increased the resolution of the assays</li> <li>• Integrate net effects of biochemical and physiological changes</li> <li>• Address acute and chronic exposure</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Need to know the normal appearance of organs and tissues</li> <li>• Need to understand the normal fluctuations that occur in tissue during life cycle and time of year</li> <li>• Must take into consideration diet and other factors influencing the organism</li> <li>• Assays have to be done carefully</li> <li>• Examiner needs to be able to detect changes in tissue and organ</li> <li>• Assays are only as good as the person using them</li> </ul>

Table 10

## Proposed core set of biomarkers (UNEP/MAP Workshop, Athens, March 2003)

Biomarker	Observation	Enzymo/spectro	TYPE
Lysosomal stability	μ		
Lipofuschine	μ		
AchE			*
BPH			*
MTs			*
GST			*
CAT			*
MDA			*
Stress on stress			*
Macrophage activity	μ		*
Micronuclei	μ		
EROD (F)			*
Bile FACs (F)			*

NOTE: Among this list it's possible to select clusters to build.

Among the many potential indicators to be used for EcoQOs two have been proposed by UNEP/RAMOGÉ, 1999. These are: a) Mixed Function Oxygenase System (MFO), and b) Metallothionein Level (MT). For details see UNEP/RAMOGÉ, 1999.

Table 11

## Supplementary biomarkers proposed at UNEP/MAP workshop, Athens, March, 2003

Biomarker	Observation Antibody, Probe	Enzymo/	HPLC/Electro.	TYPE
Peroxisome	μ	*		
MDR	*		*	
CYPS	*		*	
Hormonal shift		*	*	
Embryo sex ratio	*			
Reproductive success	*			
Signal transduction	*		*	
Mitochondrial activity	*DNA alteration		*	*
Hsp				*
Gonadal alteration	μ			*
Apoptosis signals				*
Sperm parameters	μ	*		
Aromatase/Testosterone		*	*oxydative stress enzyme	*
VTG/VTG like		*		*

Table 12

## Proposed biotests at UNEP/MAP workshop, Athens, March, 2003

Biotests	Water/ Column()	Intestice/ Water	Sediment	Chemical extracts	Type
Microtox	*	*		*	*
Algae	*	*			*
Mutatest/tox	*	*			*
Daphnia	*	*			*
Fish	*	*		*	*
Sea Urchin sperm		*		*	*
Mollusc larvae		*			*
DR-CALUX					*
ER-CALUX					*

( ): Only working with highly polluted water

**At the Population Level**

Certain individuals within a population may be more vulnerable than others to this incipient toxicity due to their specific phenotypes, and disappear from the population long before others are affected. Sublethal levels of pollutants may thus be associated with the loss of genetic diversity within a population subjected to pollution even though the population as a whole, at least over the short term, is able to survive and thrive (Street and Montagna, 1996).

During the past three decades, the scientific community and regulatory agencies have become increasingly aware of the long-term impact of environmental stressors on the sustainability of ecosystems, on the depletion of biodiversity and genetic variability in natural populations, and the extinction of species. Stressors can directly or indirectly induce changes in genetic variability and allele frequencies of populations that result from induced mutations, population bottlenecks, and selection caused directly or indirectly by contaminant exposure. Nevertheless, only a handful of studies have addressed the effects of chemical contamination on population genetics.

Contamination can affect the genetics of natural populations in two ways: genetic variability is increased by the appearance of new mutations, or overall genetic variability is decreased

by population bottlenecks. Either of these effects can be accompanied by altered allele frequencies, perhaps resulting from selection at loci important for survival in polluted environments or from fixation of deleterious alleles. Reductions in overall genetic variability will be the most frequently observed effect (Bickham *et al.*, 2000). Theoretical work provides that population from unpredictable environment, present a general reduction in genetic variability (Battaglia and Bisol, 1988, Cognetti and Maltagliati, 2000).

Population-genetic and evolutionary effects of contaminant exposure have recently attracted the attention of ecotoxicologists (Belfiore and Anderson, 1998, Cronin and Bickham, 1998, Depledge, 1994, Hebert and Luker, 1996). The capability now exists to detect genetic variability within and among populations by a variety of sensitive molecular procedures that allow sample sizes large enough to detect subtle changes in the genetic make-up of populations.

Detection of genetic variability is achieved through:

- allozyme analysis (medium sized organisms such as macrozoobenthos);
- diversity in the nuclear genome;
- sequence diversity in the mitochondrial genome (mtDNA) - sensitive to the genetic effects of population bottlenecks, effective genetic system for monitoring population declines;
- sequence characterization of the nuclear genome (randomly amplified polymorphic DNA (RAPD) technique used to screen for markers linked to functional loci open to selection and microsatellites detecting heritable mutations resulting from contaminant exposure and differences in overall levels of genetic varia).

Levels of genetic variability can also be altered by a variety of natural processes. It can be increased by gene flow, which is the effective exchange of migrant individuals among populations, interspecific hybridization, and mutations. Of these, migration is by far the most important at least for ecological (not evolutionary) time scales. Genetic variability can be reduced as a result of bottlenecks and selection resulting from natural processes like diseases, climatic changes, or weather patterns. In addition, seasonal variations and other patterns of population fluctuations, such as the cycles observed in some rodent and insect species, might alter levels of genetic variability. Work by Camili *et al.* (2001) proved the allozymic genetic divergence in bivalves in brackish and marine habitats due to superimposition of two main evolutionary forces: diverse selective regimes and different history of colonisation and/or geographical distribution.

Because population genetic changes are expected to be independent of the mechanisms of toxicity, and yet highly sensitive indicators of transgenerational effects, Bickham *et al.* 2000, propose that they should represent the ultimate biomarker of effect '*This is because genetic changes, especially the loss of genetic variability, might be permanent — once variability is lost, the population cannot recover to what it was prior to the environmental impact. Whereas population numbers can potentially recover to pre-bottleneck levels as a result of adaptation to the polluted environment or disappearance of the stressor, genetic diversity will only recover if the population survives for a very long time (assuming the absence of gene flow from other populations). This contrasts with other biomarkers of effect, which represent somatic effects on individuals, not permanent effects in populations.*

However, works focusing directly on the effects of pollution on population genetics are very limited and mostly in theoretical level especially in the Mediterranean.

Stress impact at population level can be assessed through morphological studies for large animals.

Genetic diversity for small-sized organisms or cryptic species.



Population dynamics is also a means to assess impact on large animals (birds, mammals) and plants though the impact cannot be related directly to a specific stress factor.

Suggested Indicator: Populations of Key Species including protected ones

### At the Community Level

In general marine communities respond to environmental stress by: a) reducing species diversity (fewer species), b) Regression to dominance by a few opportunistic species, c) Reduction in mean size of the dominating species (linkage to population level) and d) Elimination of species characteristic of higher trophic levels (Gray, 1979, 1989). The different effects originate from difference in morphology, ecology, and reproductive strategy among the species. Two main groups of species have been thus designated. The vulnerable, low reproducing species following a so called k-strategy and the fast reproducing ones, the so called opportunists which follow the r-strategy. The differences between the two categories, summarised by Holtmann (1999), are given in Table 13.

Following the above, community diversity, as a response to any stress factor, can be measured at different levels of organization. These include:

- species variety per taxon (polychaeta, mollusca, crustacea...) or for all taxa;
- presence and/or abundance of ecologically meaningful species such as endemics, exotics, sensitive, opportunistic;
- relative abundance of functional groups (Suspension feeders, Predators, Taxa indicating environmental disturbance);
- various community indices.

**Table 13**

**Differences in characteristics between opportunistic species (r-strategy) and sensitive species (K-strategy) (from Holtmann 1999)**

	<b>r-strategy</b>	<b>K-strategy</b>
Environmental stability	variable	Constant
Mortality	often catastrophic	density dependent
Population size	variable in time	relatively stable
Inter and intra specific competition	often weak	Intensive
Growth	fast	Slow
Reproduction	at an early stage	at a relatively older age
Body size	small	Large
Age	often < 1 year	several years

The plankton diversity is essential to sustain diversity of fish, mammals and birds and also to respond to the spatial and temporal variability of the environmental constraints. However, its rapid changes, due to natural environmental conditions (hour of the day, currents, temperature etc) does not allow for reliable environmental assessment related to anthropogenic impact other than eutrophication. Thus, species variety (number of planktonic species in a given type of ecosystem) based on the entire spectrum of the plankton (phyto- and zoo-plankton) cannot be used as an indicator of ecosystem quality.

What can be used and is often used in planktonic studies is the dominance of few species-monospecific communities vs. multispecies ones. In a given community under pollution usually there are some species that reach high abundance, most of them decrease significantly, while some other remain unaffected (Gray *et al.* 1988). In this line several dominance indices have been widely applied with success in planktonic data sets among which the ones suggested in this work are the following:

DOMINANCE INDEX: Dominance of opportunistic species/groups

OCCURRENCE OF NUISANCE SPECIES: Presence/outbreaks of nuisance taxa

Soft bottom benthic communities have been used in developing ecological parameters/indicators because benthic animals are mainly sedentary, have relatively long life-spans and exhibit different tolerances to stress. Thus zoobenthic community structure has been said and proved to be a reliable measure of ecosystem "health". In this line, monitoring of benthic communities, although it may be time-consuming, has often been applied in environmental impact studies (fisheries, domestic/industrial effluent, dumping of solid waste etc.).

A general evolutionary pattern of the macrobenthic biocoenosis of the soft bottom substrate under the influence of a perturbation factor, (of anthropogenic origin) has been described world-wide, based on the work of Pearson and Rosenberg, 1978, and in the Mediterranean by Peres and Bellan (1973), Ros and Cardell (1991) and Salen-Picard (1981,1997).

The changes that a benthic community undergoes under the influence of the disturbance from an initial state of high diversity and richness in species and individuals are as follows:

1. A regression of the species strictly linked to the original conditions of the environment.
2. Certain tolerant species considered as pollution indicators tend to monopolise available space. A limited increase of diversity can be observed in this state. The biocoenosis structure remains recognisable even if degraded (subnormal zone).
3. A destruction of the biocoenosis is recorded; certain species exist and develop, apparently independently of each other. Species diversity decreases and becomes minimal (polluted zone).
4. The macrobenthos disappears (zone of maximal pollution).

The use of indicator organisms for the detection of anthropogenic change appears attractive to environmental managers, to the extent now that the term indicator generally implies a link to pollution studies (Wilson 1994). The WFD specifies the use of 'disturbance sensitive taxa' and 'taxa indicative of pollution' in its definition of ecological status of the benthic invertebrate fauna for both transitional and coastal waters.

A first step towards the interpretation of the impact of human pressures on the benthic communities would be to recognise the different benthic communities in the Mediterranean Sea. Simboura and Zenetos (2002) have revised the main soft bottom community types encountered in the Mediterranean, by adjusting the classical bionomic scheme of biocoenoses described by Peres and Picard (1964) to European typology (see table 14) that is considering both the main environmental (depth, type of substratum) and biotic factors (i.e.

phytal cover). Thus, the term “community types” which includes the environmental aspect, is used in a broader sense very similar to that of “habitat”.

**Table 14**  
**Soft bottom community types proposed by Simboura and Zenetos (2002)**

Abbreviations used: VTC=Coastal Terrigenous muds; LEE=urythermal and Euryhaline biocoenosis (met in lagoons and estuaries); SFBC=biocoenosis of well-sorted sands; SFHN= fine surface sands; SGCF=coarse sands and fine gravels under the influence of bottom currents; SVMC=muddy sands in protected areas; AP=Photophilous algae biocoenosis. DC=Coastal detritus bottoms. C=Coralligenous.

Type of community Proposed	Peres and Picard, 1964 Definition	Alternative Description
Midlittoral sands		Midlittoral sands
Deltas	LEE	Brackish, deltaic ecosystems
Lagoons	LEE	Transitional lagoons
Muddy sands		Mixed sediment (shallow 30m or deeper 30-100m)
Muddy sands with phytal cover		In or close to phytal meadows of macroalgae or angiosperms ( <i>Zostera</i> , <i>Posidonia</i> , <i>Caulerpa</i> )
Shallow muddy sands	SVMC	muddy sands in protected areas
Sandy muds	VTC	Sub-community of muddy bottoms with <i>Amphiura filiformis</i>
Shallow muds		Shallow muds (20m)
Deeper muds	VTC	muds deeper to 50m (typical VTC)
Shallow sands	SFBC, SFHN	Shallow sands (well sorted or very shallow sands)
Deeper coarse sands	SGCF	Coarse sands in high energy environments
Deeper Sands with detritus	DC	Deeper sands with biogenic fragments or Coastal detritic bottoms
Coralligenous	C	Deep, sciaphilic

In Conclusion, benthic communities are to be used as indicators for effects acting at the level of community diversity, structure and function. Species which fulfil important ecological functions should be given particular attention in a community context and indicator species for the impact of human activities including those threatened and declining are taken into account within this report. Based on the findings of the effects of human pressures on the benthos (zoobenthos, phytobenthos) diversity, structure and functioning, the following indicators are suggested to monitor the impact on the community level of biological diversity.

NUMBER OF BENTHIC SPECIES (ZOOBENTHOS, PHYTOBENTHOS )  
 NUMBER AND ABUNDANCE OF EXOTIC SPECIES (ZOOBENTHOS, PHYTOBENTHOS, ZOOPLANKTON, PHYTOPLANKTON)  
 PRESENCE AND COVERAGE OF BENTHIC MACROPHYTES  
 PRESENCE/ABUNDANCE OF SENSITIVE AND/OR OPPORTUNISTIC BENTHIC SPECIES/TAXA (ZOOBENTHOS, PHYTOBENTHOS)  
 COMMUNITY DIVERSITY (H) (ZOOBENTHOS, PHYTOBENTHOS, ZOOPLANKTON)  
 BIOTIC INDEX: complex index incorporating ecological groups (ZOOBENTHOS, PHYTOBENTHOS)  
 TAXONOMIC DISTINCTNESS INDEX  
 POLLUTION INDEX (ZOOBENTHOS)  
 LEGISLATION CONCERNING RARE, ENDANGERED OR THREATENED MARINE SPECIES: ALL TAXA

COMPARISON OF DOMINANCE CURVES (ABC, W-statistics): ZOOBENTHOS  
 LOG-NORMAL DISTRIBUTION: ZOOBENTHOS  
 GEOMETRIC ABUNDANCE/SIZE CLASSES DISTRIBUTION: ZOOBENTHOS  
 THE RATIO BETWEEN r- AND K- SELECTED SPECIES: (ZOOBENTHOS, PHYTOBENTHOS)  
 INFAUNAL TROPHIC INDEX: based on the trophic status of the ZOOBENTHOS

## PLANKTONIC COMMUNITIES

### Phytoplankton

Phytoplankton parameters which are directly related to the availability of nutrients as well as the hydrographic conditions in a given ecosystem are widely used to define the eutrophication level but are not sensitive to define the low ecological quality due to other stressors.

Among the indicators mostly used are:

- Primary production: measured as  $\text{gC/m}^2\text{-yr}$ ;
- Total biomass of phytoplankton which is measured as Chlorophyll concentrations;
- Dominance Index (details under *Description of Biological indicators*).

### Zooplankton

Zooplankton, being the major consumer of the primary production, constitutes the food source of organisms at higher trophic levels. The parameters mostly studied are biomass, abundance and species composition. However, as these are influenced by the hydrographic conditions and are also season dependent, study of zooplankton in coastal areas in terms of the above parameters is not considered adequate to draw reliable conclusions on the ecological quality of a given area. On the contrary the identification of changes in species composition related to **long-term trends** in the ocean is a strategy used to monitor the influence of **global changes** on marine communities.

Besides the above, other zooplankton parameters occasionally used as status or impact indicators are:

- Average biomass of the jellyfish *Aurelia aurita* ( $\text{g m}^{-2}$ ); impact
- Total number of species: Qualitative zooplankton studies describing, among others, the spatial distribution of the main copepod species in the western Mediterranean have shown **no big differences** in planktonic community structure (Fernandez de Puelles *et al.*, 2003);
- Number of neustonic copepods (family Pontellidae) ( $\text{ind m}^{-3}$ ) state
- Number of Polychaeta larvae in total number of meroplankton (%) ?
- Specific production of dominant zooplankton species;
- Total Pelagic Biomass/Total benthic biomass ??
- Number and Biomass of *Noctiluca scintillans* in the total zooplankton (%).

It must be realised that the operational applicability of the above indicators for measuring Ecological Quality (EcoQ) of benthic communities is not without restrictions.

### At the Habitat Level

The diversity and complexity of marine life can also be impacted by human pressure at broader scale than community; that of habitat [encompassing biological and abiotic (physical, geological) attributes] and that of the ecosystem. Marine biological diversity is dependent on the spatial scale adopted and on the measurement tools used. The vast number of species and genes, the taxonomic difficulties and the high cost of conducting detailed studies, even if only in coastal waters, dictates the use of surrogates to be used at higher levels. These include:

- *Remote sensing and mapping:* In shallow areas: Airborne - high resolution photographs and satellite imaging. In deeper areas by means of multibeam sonar and side scan sonar.
- *Rapid Assessment Surveys.*

The more remote the surrogate is from the target level of diversity i.e. remote sensing to monitor a species-specific biotope, the greater the risk that the surrogate is not effective. In such cases Rapid Assessment Surveys (RAS) should be conducted. These could be based either on airborne photographs or to visual monitoring of the habitat of the so called "key species". *Visual monitoring* can be carried out by means of photo and video recording: Transects by Snorkelling and/or Scuba diving. Image analyses have been used to map communities and bottom types in littoral lagoons in Corsica (Pasqualini *et al.*, 1997). In European Waters remote sensing has been widely used in mapping the NATURA 2000 Sites (Habitats Directive).

- *Destructive sampling:* Quadrants by Snorkelling and/or Scuba diving .

Measuring a) cover (percentage of surface covered by vertical projection of species) and b) community structure. Community structure is examined in terms of vegetation layer (turf, encrusting layer and erect layer) and macroalgal functional groups (filamentous, corticated terete, articulated calcareous and crustacea), followed by typical analysis of species composition and abundance.

#### INDICATOR

#### CHANGES IN THE DISTRIBUTION AREA OF HABITAT TYPES

#### List of Indicators

The tables that follow (Table 15, 16) include the indicators used for assessment of the EcoQ, which will be described in detail in the following chapter. Table 15 lists a core set of Indicators among those most widely used and successfully implemented at either local or national level uptodate. Compiled list of Additional indicators (useful but second priority ones), some of them applicable at a verylocal level are presented in Table 16.

**Table 15**

#### **Proposed core set of ecosystem indicators at UNEP/MAP workshop, Athens, March, 2003**

(cc: cross-cutting among the biological elements: PP=phytoplankton, ZP= zooplankton, PB=phytobenthos, ZB=zoobenthos)

Indicator	Taxonomy Group	Type
Changes in population of key species	CC	Impact
Occurrence of nuisance species (HABS)	Phytoplankton	Impact
Ecological evaluation index based on macrophytes (EEI)	Phytobentos	State
Number of benthic species	CC (PB, ZB)	State
Ecological quality index based on zoobenthos (Bentix)	Zoobenthos	State
Changes in the distribution area of habitats types	CC	Impact

Table 16

**Proposed set of supplementary ecosystem indicators  
at UNEP/MAP workshop, Athens, March, 2003**

Indicator	Expertise	Taxonomic group	Type
Number and abundance of exotic species		CC (PP,ZP,PB, ZB)	Impact
Community Diversity		CC (PP,ZP,PB,ZB)	State
Dominance Index		Cc (phytoplankton /zooplankton)	State
Presence of sensitive/opportunistic benthic species		CC	State
Presence of sensitive/opportunistic zoobenthic taxa <b>Also described as Taxonomic Distinctness Index</b>		Zoobenthos	State
Comparison of dominance curves		Zoobenthos	state
Log-normal distribution		Zoobenthos	State
Geometric abundance/size classes abundance		Zoobenthos	State
The ration between r and K selected species		Zoobenthos	State
Infaunal trophic index		Zoobenthos	State
Taxonomic Distinctness Index		Zoobenthos	State
Pollution Index		Zoobenthos	
Plankton species composition - % composition of key groups (number and biomass) <b>Also described under Dominance Index</b>		CC (PP,ZP)	State
Total phytoplankton biomass (mg m <sup>-3</sup> )		Phytoplankton	state
Biomass of each phytoplankton species (mg m <sup>-3</sup> )		Phytoplankton	No
Density of each phytoplankton species (cells l <sup>-1</sup> )		Phytoplankton	No
Seasonal succession of key phytoplankton species (cells l <sup>-1</sup> )		Phytoplankton	No
Annual maximum density (cells l <sup>-1</sup> ) of each blooming phytoplankton species <b>Described above as Occurrence of nuisance species (HABS)</b>		Phytoplankton	impact
Total biomass of zooplankton (mg m <sup>-3</sup> )		Zooplankton	State/no
Total number and species composition)*		Zooplankton	No
Number of neustonic copepods (family Pontellidae) (ind m <sup>-3</sup> ) <b>Also under Specific production of dominant zooplankton species</b>		Zooplankton	state
Number of Polychaeta larvae in total number of meroplankton (%) <b>Also under Specific production of dominant zooplankton species</b>		Zooplankton	?
Specific production of dominant zooplankton species		Zooplankton	
Total biomass of phytoplankton/		Zooplankton	Eutrophication
Total Pelagic Biomass/Total benthic biomass		Zooplankton	?
Average biomass of the jellyfish <i>Aurelia aurita</i> (g m <sup>-2</sup> ) <b>Also under Specific production of dominant zooplankton species</b>		Zooplankton	Impact
Number and Biomass of <i>Noctiluca scintillans</i> in the total zooplankton (%) <b>Also under Specific production of dominant zooplankton species</b>		Zooplankton	
Total primary production (mg Corg m <sup>-2</sup> month <sup>-1</sup> )		Macrophytes	State
Total macrophyte biomass (mg m <sup>-2</sup> )		Macrophytes	
Biomass of dominant macrophyte species (g m <sup>-2</sup> )		Macrophytes	State
Key groups: Chlorophyta, Rhodophyta, Phaeophyta (%biomass)		Macrophytes	
Key genera (presence/absence) <b>Also under Presence of sensitive/opportunistic benthic species</b>		Macrophytes	State
Specific production of the dominant species of macrophytobenthos (d <sup>-1</sup> )		Macrophytes	
<b>Legislation concerning rare, endangered or threatened marine species</b>			

## 8. DESCRIPTION OF BIOLOGICAL INDICATORS TOWARDS ASSESSMENT OF ECOLOGICAL STATUS AND IMPACT

### Changes in Populations of Key Species Including Protected Ones

**Definition:** Status of populations of each species of: marine mammals, reptiles, seabirds, fish, invertebrates and plants as well as migratory seabirds that are the subject of various international and bilateral conventions and agreements such as:

- Action plan for the management of the Mediterranean monk seal (*Monachus monachus*). (UNEP-RAC/SPA, 1999a);
- Action plan for the conservation of Mediterranean marine turtles (UNEP RAC/SPA, 1998c, UNEP RAC/SPA, 1999b, 1999c);
- Action plan for the protection of cetacean;
- Action plan for the conservation of marine vegetation in the Mediterranean Sea (UNEP RAC/SPA. 1999d.

In the stage of adoption are two more action plans: Action plan for the protection of cartilaginous fish and Action plan for the protection of invasive species (Barcelona 31.10.2002).

**Rationale:** Stress impact at population level can be assessed through morphological studies for large animals. Reduction in size is a well established response to environmental stress. Moreover, monitoring of the population dynamics is expected to reflect reliably the effectiveness of management measures.

The endangered or threatened species listed by the Bern Convention should be all considered as key species (Table 17). In addition the species whose exploitation is regulated (Table 18) are included in this category. Morphological changes in sea-urchin populations as a response to environmental stress have been cited in the Ionian Sea (Pancucci *et al.*, 1993). Population dynamics studies are focused on Key species such as the sponge *Eunicella singularis* (Skoufas *et al.*, 1996), other sponges (Ben Mustapha and Abed, 2001), the turtle *Caretta caretta* (Jribi *et al.*, 2001) etc.

A monitoring programme must include survey of sensitive populations. A few monitoring networks in Europe are using population studies for evaluating the marine environment health or the state of the marine biodiversity. A good example is that of the *Posidonia* Monitoring Network (RSP), set up in 1984. It is probably the older Mediterranean monitoring system using routinely a "key-species" as bioindicator. The exotic algae *Caulerpa toxifolia*, is also a good bioindicator, well studied in the framework of the MAP for the conservation of marine vegetation in the Mediterranean. It also highlights the usefulness of population dynamics in studying the invasion impacts. In 2001, as a consequence of the 1999 mass mortality event which occurred in the NW Mediterranean, a network based on measurements of the gorgonian vitality has been set up in France.

**Advantages:** Development of this indicator falls within the objectives of the CBD.

Many populations are monitored in the frame of Action plans, by NGO's.

**Limitations:**

While there are protocols to monitor the populations of some "key species" there is no protocol for most of them.

It is difficult to establish an index receiving continuous values depending on the degree of stress, so as to assess directly the impact to stress or response to a managerial strategy.

Table 17

**List of endangered or threatened marine and fresh water species in the Mediterranean**

(Annex II of the Protocol concerning Specially Protected areas and Biological Diversity in the Mediterranean Sea adopted in the Barcelona Convention in 1996); revised in the Bern Convention, 1998. Official Journal L 322, 14/12/1999 pp. 0003 – 0017  
(<http://faolex.fao.org/docs/texts/eur18724.doc>)

<p><b>Magnolophyta</b> <i>Posidonia oceanica</i> <i>Zostera marina</i> <i>Zostera noltii</i></p>	<p><b>Porifera</b> <i>Asbestopluma hypogea</i> (<i>Aplysina cavernicola</i>) <i>Aplysina</i> sp. plur. <i>Axinella cannabina</i> <i>Axinella polypoides</i> <i>Geodia cydonium</i> <i>Ircinia foetida</i> <i>Ircinia pipetta</i> <i>Petrobiona massiliana</i> (<b><i>Spongia agaricina</i></b>) (<b><i>Spongia officinalis</i></b>) (<b><i>Spongia zimocca</i></b>) <i>Tethya</i> sp. Plur.</p>	<p><b>Fish (Pisces)</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 zanandreae</i> <i>Mobula mobula</i> <i>Pomatoschistus canestrinii</i> <i>Pomatoschistus tortonesei</i> <i>Valencia hispanica</i> <i>Valencia letourneuxi</i></p>	<p><b>Mammalia</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> <i>Steno bredanensis</i> <i>Tursiops truncatus</i> <i>Ziphius cavirostris</i></p>
<p><b>Chlorophyta</b> <i>Caulerpa ollivieri</i></p>			
<p><b>Phaeophyta</b> <i>Cystoseira amentacea</i> (including var. <i>stricta</i> et var. <i>spicata</i>) <i>Cystoseira mediterranea</i> <i>Cystoseira sedoides</i> <i>Cystoseira spinosa</i> (including <i>C. adriatica</i>) <i>Cystoseira zosteroides</i> <i>Laminaria rodriguezii</i></p>			
<p><b>Rhodophyta</b> <i>Goniolithon byssoides</i> <i>Lithophyllum lichenoides</i> <i>Ptilophora mediterranea</i> <i>Schimmelmannia schoubsboei</i></p>	<p><b>Echinodermata</b> <i>Asterina pancerii</i> <i>Centrostephanus longispinus</i> <i>Ophidiaster ophidianus</i></p>	<p><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></p>	
	<p><b>Mollusca</b> <i>Ranella olearia</i> (= <i>Argobuccinum olearium</i> = <i>A. giganteum</i>) <i>Charonia lampas lampas</i> <i>Charonia lampas</i> (= <i>Ch. rubicunda</i> = <i>Ch. nodifera</i>) <i>Charonia tritonis variegata</i> <i>Charonia tritonis</i> (= <i>Ch. seguenziae</i>) <i>Dendropoma petraeum</i> <i>Erosaria spurca</i> <i>Gibbula nivosa</i> <i>Lithophaga lithophaga</i> <i>Luria lurida</i> (= <i>Cypraea 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>P. pernula</i>) (<i>Ranella olearia</i>) <i>Schilderia achatidea</i> <i>Tonna galea</i> <i>Zonaria pyrum</i></p>	<p><b>Birds (Aves)</b> <b><i>Pandion haliaetus</i></b> <b><i>Calonectris diomedea</i></b> <b><i>Falco eleonora</i></b> <b><i>Hydrobates pelagicus</i></b> <b><i>Larus audouinii</i></b> <b><i>Numenius tenuirostris</i></b> <b><i>Phalacrocorax aristotelis</i></b> <b><i>Phalacrocorax pygmaeus</i></b> <b><i>Pelecanus onocrotalus</i></b> <b><i>Pelecanus crispus</i></b> <b><i>Phoenicopus ruber</i></b> <b><i>Puffinus yelkouan</i></b> <b><i>Sterna albifrons</i></b> <b><i>Sterna bengalensis</i></b> <b><i>Sterna sandvicensis</i></b></p>	
<p><b>Cnidaria</b> <i>Astroides calycularis</i> <i>Errina aspera</i> <i>Gerardia savaglia</i></p>			
<p><b>Bryozoa</b> <i>Hornera lichenoides</i></p>			
<p><b>Crustacea</b> <i>Ocypode cursor</i> <i>Pachylasma giganteum</i></p>			



Table 18

**List of species whose exploitation is regulated**  
( ANNEX III of the Protocol concerning Specially Protected areas and Biological Diversity in the Mediterranean Sea adopted in the Barcelona Convention in 1996)

<b>Porifera</b> <i>Hippospongia communis</i> <i>Spongia agaricina</i> <i>Spongia officinalis</i> <i>Spongia zimocca</i>	<b>Cnidaria</b> <i>Antipathes sp. Plur.</i> <i>Corallium rubrum</i>	<b>Pisces</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>Sciaene umbra</i> <i>Squatina squatina</i> <i>Thunnus thynnus</i> <i>Umbrina cirrosa</i> <i>Xiphias gladius</i>
<b>Echinodermata</b> <i>Paracentrotus lividus</i>	<b>Crustacea</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>	

### Occurrence of Nuisance Species (HABS)

Definition: Occurrence of nuisance phytoplankton species of public interest. Measured as records of incidences and trends in these records in marine farms and ports (transferred in ballast tanks).

Among the many phytoplankton species existing all over the world, some are harmful species or even toxic the so called nuisance species. The most damaging harmful species are those producing toxins directly toxic to marine fauna and flora, or toxins, which accumulate in shellfish, fish, etc. The latter may subsequently be transmitted to humans through consumption of contaminated seafood and become a serious health threat. Thus, toxins are searched in shellfish etc with the aim to protect consumers. Five human syndromes are presently recognised to be caused by consumption of contaminated seafood. These are:

- ✓ amnesic shellfish poisoning (ASP);
- ✓ diarrhoeic shellfish poisoning (DSP);
- ✓ paralytic shellfish poisoning (PSP);
- ✓ neurotoxic shellfish poisoning (NSP);
- ✓ cyanobacterial toxic poisoning (Nodularin).

Harmful Algal Blooms (HABs) occur in many Mediterranean areas and may have increased in frequency with increased nutrient inputs from land. Public interest focuses mostly on the first three syndromes. A European initiative (BIOHAB project, funded by EU) aims to determine the interplay between anthropogenic and biological control of the losses and gains to HAB populations.

Advantages: The marine farms are monitored for nuisance algae. There are European networks and public interest to investigate Harmful Algal Blooms (HABs).

Limitations: Quality assessment in species determination and quantification is a problem. Differences in monitoring programmes

## **Ecological Evaluation Index Based on Macrophytes (EEI)**

Rationale: Phyto-benthos is mentioned in the WFD as a “quality element” for the classification of marine coastal and transitional areas. Because benthic macrophytes are sessile and usually perennial organisms, they are continuously subject to stress and disturbances that are associated with changes in water quality along the land/sea interface. To these they respond directly and thus represent sensitive indicators of changes. Macrophytes are generally sensitive to water quality –particularly to turbidity, eutrophication, some chemical residues, but also trawling fisheries and exotic species competition). Thus, several marine macrophytic species have been broadly used as a successful phyto-benthic indicator, to indicate shifts in the aquatic ecosystem from the pristine state to the degraded state.

Definition: Marine macro-phyto-benthos includes two fundamentally different groups of plants, the seaweeds (macroscopic non vascular plants or “algae”) and the seagrasses (vascular plants). Apart from their intrinsic floral values as a diverse suite of species, macro-phyto-benthos communities have important ecological role in the ecosystem of the continental shelf (i.e. important primary producers, habitat builders). Especially seagrass beds form the structural base for some of the most productive coastal ecosystems of the world, including rocky and soft bottom intertidal and subtidal zones, coral reefs and lagoons. A possibility to overcome the taxonomic complexity is to study communities from a functional point of view (groups of functionally similar species). Seaweeds and seagrasses comprise two evolutionary and physiologically different groups (Hemminga and Duarte, 2000) but have often been examined together because of morphological-functional similarities and the apparent overlap in habitats.

At a functional level, communities appear to be much more temporally stable and predictable than when examined at the species level. For example, anthropogenic stress shifts the community structure towards dominance of opportunistic species. For example, a reliable signal of increasing eutrophication is the replacement of late successional, perennial seaweeds, like *Cystoseira* spp. and *Fucus* spp. by opportunistic species like *Ulva* spp. and *Enteromorpha* spp (Harlin, 1995; Schramm, 1999).

A model to assess the ecological status of transitional and coastal waters has been recently developed by Orfanidis *et al.* (2001) based on the coverage of the macrophytes as a function of their functional morphology. According to it, the evaluation of ecological status is divided into five categories (from high to bad), as derived from a cross comparison in a matrix of the Ecological State Group and a numerical scoring system.

Advantages: Widely applicable (at European scale). Identification could be limited to the functional groups

Limitations: Difficult taxonomy (if identification has to reach the specific level). Different sampling methodology in the case of hard and soft bottom. Different approaches for the estimation of the abundance (e.g. surface for the seagrasses, linear for the seaweeds).

**Table 19**  
**Functional characteristics and growth strategies of marine benthic macrophytes**  
**(after Orfanidis *et al.*, 2001)**

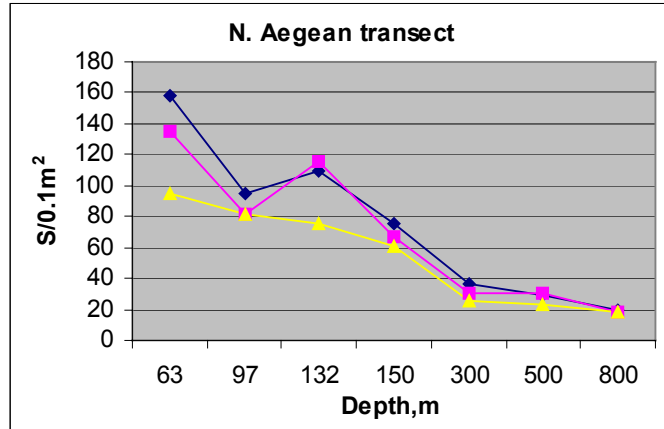
<b>Longevity (Succession)</b>	<b>Growth Strategies <i>sensu</i> Grime 2001</b>	<b>Sampled Genera</b>	<b>Ecological State Group</b>
Annuals (Opportunistic)	Ruderal	<i>Ulva, Enteromorpha, Scytosiphon</i> (erect phase), <i>Dictyota</i>	II
Annuals (Opportunistic)	Ruderal	<i>Cyanophyceae, Chaetomorpha,</i> <i>Cladophora, Polysiphonia,</i> <i>Ceramium, Spyridia</i>	II
Annuals (Mid-successional)	Stress-tolerant-Ruderal or Stress-tolerant- Competitors	<i>Acanthophora, Caulerpa,</i> <i>Chordaria, Gracilaria, Laurencia,</i> <i>Liagora</i>	II
Perennials (Late-successional)	Competitors	<i>Cystoseira, Chondrus, Fucus,</i> <i>Laminaria, Padina, Sargassum,</i> <i>Udotea</i>	I
Perennials (Late-successional)	Competitors	<i>Amphiroa, Corallina, Galaxaura,</i> <i>Halimeda, Jania</i>	I
Perennials (Late-successional)	Competitors	<i>Hydrolithon, Lithothamnion,</i> <i>Peyssonnelia, Porolithon</i>	I
Perennials (Pioneers to late- successional)	Stress-tolerant	<i>Cymodocea, Posidonia, Ruppia</i>	I

Phytobenthos as a biological indicator of environmental quality has been used in Mediterranean lagoons (Fernandez *et al.*, 2001: Corsica; Sfiso and Ghetti, 1998: Venice lagoon; Chryssovergis and Panayotidis, 1995: N. Evvoikos Gulf; Panayotidis *et al.*, 1999: Lesvos Island). In these studies it has been shown that macrophyte communities in terms of presence-absence, repartition, abundance (coverage), have specific temporal and spatial variability patterns reflecting the environmental conditions and therefore long term monitoring is necessary to make a diagnosis of the ecological status (distinguish ecologically meaningful trends).

#### **Number of Benthic Species (Zoobenthos, Phytobenthos )**

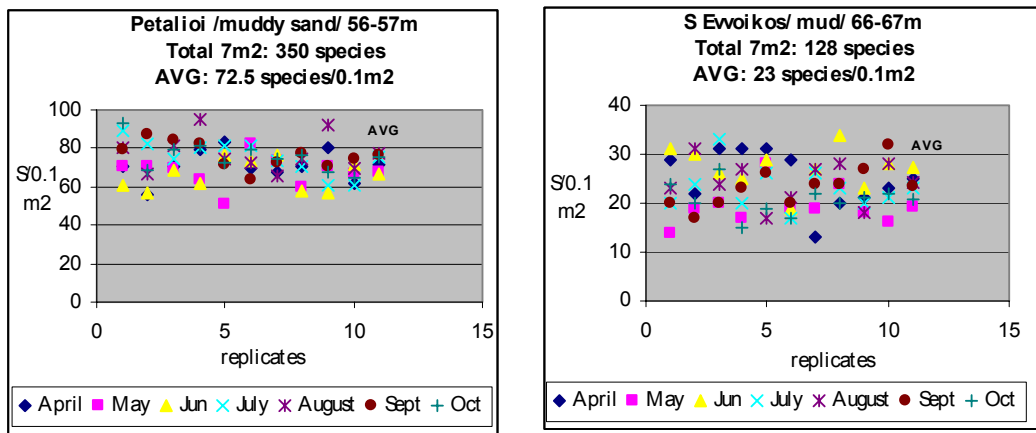
Definition: The number of benthic species encountered in a well defined community type.

Rationale: The number of species in a benthic community varies greatly with depth and sediment type. A typical trend exhibited within the Mediterranean is a significant decrease in species number with depth Figure 4.



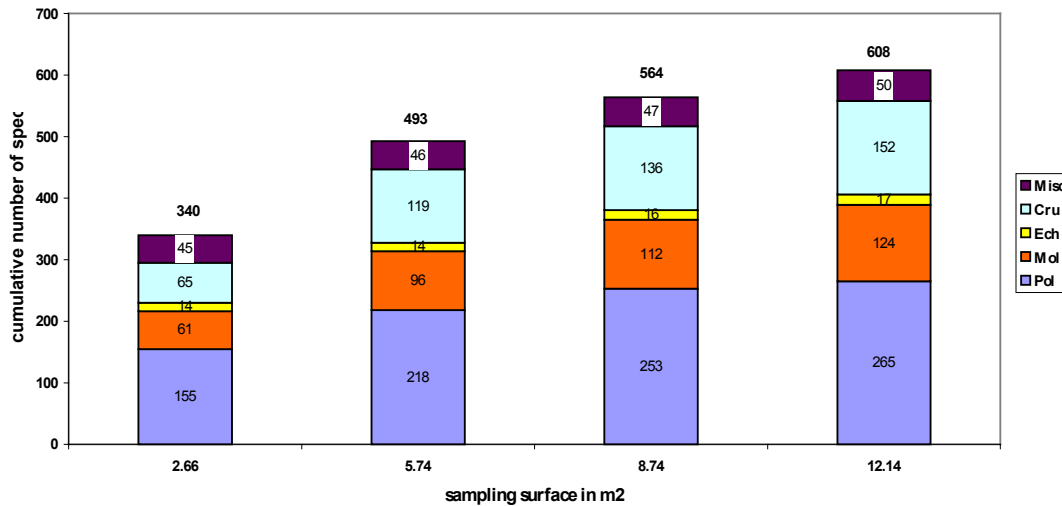
**Figure 4. Trend in zoobenthic species variety with depth. Lines correspond to replicates. Source: NCMR, 2001**

Sediment type is the second most significant factor influencing the species variety in a given biotope. In the two examples presented in Figures 5, it is depicted that different communities (benthic assemblages in certain sediment type/depth) hold different species numbers. The data are from two very well studied areas of the Aegean Sea which, being away from any land based pollution sources and thus unaffected from anthropogenic activities, serve as reference sites. In the graph, it is clear that species number per sampling unit is not dependent on season. However, it increases, the larger the sampling area is. Thus, from an average of 72,5 species /0.1m<sup>2</sup>, it increases to 350 species/7m<sup>2</sup> in the silty sand site and from 23 species/0.1m<sup>2</sup>, it reaches 128 species/7m<sup>2</sup> in the silty site respectively. On comparing the species number of a sampling unit with that of the average of either 10 samples (AVG S in figure) or of 70 samples (AVG/0.1m<sup>2</sup> in the legend of figure), it appears that species number of a given unit (sediment surface area), can be an accurate measure of the state of environmental.



**Figure 5. Variation in species number per sampling unit (0.1m<sup>2</sup>) and monthly average (0.1m<sup>2</sup>) in different habitats (depth, sediment type). Data from TRIBE project (NCMR 1997)**

One of the central patterns in biodiversity, noted universally, is that the number of species increases with the area sampled. Data from the N Aegean Sea clearly show this increase with increasing sampling effort. In figure 6 it is demonstrated that the number of taxa discovered in an area is proportional to the sampling and taxonomic effort exerted. The number of taxa discovered in an open sea area of N Aegean increased from 340 (from a sampling surface 2.66 m<sup>2</sup>) to 606 (at 12.14m<sup>2</sup>).



**Figure 6. Trend in species variety with sampling surface sampled/analysed.**  
**Source: NCMR, 2001**

An example of the effectiveness of S in ecological quality assessment is presented in Table 20. The reduction in species variety is directly correlated to the stressor. The data is from an impact study following an oil spill in an Aegean gulf. The trend is the same whether calculated on smaller sampling area (mean values) or bigger (pooled samples).

**Table 20**

**Response of species variety to oil pollution in a given community type (shallow muddy sands). Source (NCMR, 2001)**

	0.05m <sup>2</sup>	0.2m <sup>2</sup>
high: reference site	62.7	124.0
Good	42.0	89.7
Moderate: oil polluted	31.5	78.5
poor: oil polluted	21.3	35.5
bad: azoic	0	0

**Advantages:** The number of species (S) can be a reliable measure of environmental stress. Reference values (range of values) of S for “normal/undisturbed” communities should be developed for different community types (biotopes) to be used for quality assessment studies in disturbed ecosystems. These values however, can be different for different seas and regions. Deviation from reference values will then be indicative for the degree of environmental stress.

**Limitations:** Definition of S should apply

- to a well defined sampling unit (standard 0.1m<sup>2</sup>);
- to samples collected with the same gear (standard grab 0.1m<sup>2</sup>, mesh sieve 0.5mm);
- at the same community type (depth range and sediment type);
- If identification is being done at the same taxonomic level (4 major groups or all groups).

### Ecological Quality Index Based on Zoobenthos (Bentix)

This is a Biotic Coefficient designed (Simboura and Zenetos, 2002) to classify benthic communities to an Ecological Quality Status (EQS) according to the WFD requirements (EEC, 2000). It is based on the initial idea of Glemarec & Hily (1981) modified by Borja *et al.* (2000) and further modified to become more simple in its use and suit the Mediterranean benthic diversity.

The zoobenthic species are classified into three ecological groups and assigned a score from 1 to 3 according to their degree of tolerance or sensitivity towards pollution. The three ecological groups are:

Group 1 (GI). Species with score 1 are sensitive to disturbance in general. Species indifferent to disturbance, always present in low densities with non-significant variations with time are also included in this group. This group corresponds to the k-strategy species, with relatively long life, slow growth and high biomass (Gray, 1979).

Group 2 (GII). This group includes species with score 2. Species tolerant to disturbance or stress, whose populations may respond to enrichment or other source of pollution by an increase of densities (slightly unbalanced situations). This group includes also second-order opportunistic species, or late successional colonisers with r-strategy: species with short life span, fast growth, early sexual maturation and larvae throughout the year.

Group 3 (GIII). Species with score 3. First order opportunistic species (strongly unbalanced situations), pioneers, colonisers, species tolerant to hypoxia.

Following many calculations, validation and testing with data from Greek ecosystems as well as Mediterranean, an algorithm is developed giving different weight to the presence/abundance of each group:

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

The bentix takes continuous values from 2 to 6, and equals 0 when the area/community is azoic. A classification system (Table 21) appears as a function of Bentix including five levels of ecological quality status (EQS).

**Table 21**  
**Classification of EcoQ according to range of the Biotic Index**  
 (source: Simboura and Zenetos, 2002)

Pollution Classification	Bentix	Ecological Quality Status (EQS)
Normal/Pristine	$4,5 \leq \text{Bentix} < 6$	High
Slightly polluted, transitional	$3,5 \leq \text{Bentix} < 4,5$	Good
Moderately polluted	$2,5 \leq \text{Bentix} < 3,5$	Moderate
Heavily polluted	$2 \leq \text{Bentix} < 2,5$	Poor
Azoic	Azoic	Bad

Advantages: The bentix proposed is simple in its use, it is not community type specific or site specific (global application), it is robust (not affected by sample size) and effective in its use as it encompassed both the traits of community structure (evenness of distribution) and species composition according to the species' ecological properties.

Limitations: Limitations of the use of the bentix are met in the case of transitional waters where the natural conditions favour the presence of tolerant species in very high densities. In this case undisturbed lagoons may appear with low quality status if the biotic coefficient is used. Other indices such as the geometric body size distribution may be more reliable (Reizopoulou *et al.*, 1996).

Another case where the bentix should be treated with caution, taking into account the natural conditions and limitations of the ecosystem, is in the case of enclosed muddy bays. In this case the nature of the substrate, with high percentage of fine particles, favours the accumulation of organic matter. Thus, the benthic fauna is normally dominated by some tolerant, mud loving species (scored with 2), a fact which may lower the bentix to the scale of good quality status and not the highest quality, even if the conditions are undisturbed by human activities. In other words these ecosystems may be considered as naturally "stressed" and in these cases the second scale of quality labelled as good should be considered as "very good" as this actual grade of scale may be missing.

Another important limitation is that the life strategy of all the species (or most at least) has to be known.

### **Changes in the Distribution Area of Habitat Types**

Rationale: The more sensitive coastal habitat types in the Mediterranean are defined and partly mapped (Spain, France, Italy, Greece). This could be easily accomplished for ALL Mediterranean countries. Human derived stress will first impact these habitats. If a protocol for rapid assessment surveys is developed and agreed upon, then based on the changes on the changes in habitat distribution of a few "Key species", a clear sign of environmental degradation will be easily discerned and quantified.

Rapid assessment techniques (e.g. rapid ecological assessment or side-scan for landscape diversity) and in particular specific surveys of species considered as "key-species" for marine biodiversity are gaining increased attention. Among the species of a region, "key-species" are those that contribute to the architectural, trophic and functional complexity of a marine ecosystem. Those which according to the BIOMARE (10.2001 workshop) have been cited as directly related to known stressors, are tabulated in Table 22. To these we must add the endemic sponge species *Petrobiona massiliana* and *Ircinia cheuvreuxi* which consist important biotopes for many endobiotic, epibiotic, symbiotic organisms and can attain large densities (up to 409 ind./dm<sup>3</sup>: Rutzler, 1976). Air borne photography for example is a fast way to define surface versus potential surface of coverage of key phanerogams or sponges.

Advantages: Fast, accurate estimation of population size. Categories of threat to individual species can be assigned. Provides a manual for biodiversity managers

Limitations: Expensive (remote sensing). Needs testing. Not applicable to all Seas in Europe.

Table 22

Species cited as “key-species” for the Mediterranean region BIOMARE (updated 10/01)

	Species	Type (rare, endemic, keystone, threatened, biogenic building, emblematic)	Known stressors
PHANEROGAMS	<i>Posidonia oceanica</i>	Keystone, patrimonial	Eutrophication, pollution, turbidity, invasive species etc.
	<i>Ruppia maritima</i>	Threatened	Eutrophication, pollution, turbidity, etc.
	<i>Zostera noltii</i>	builder	Eutrophication, pollution, turbidity, etc.
	<i>Cymodocea nodosa</i>	Builder, keystone	Eutrophication, pollution, turbidity, etc.
SPONGES	<i>Spongia spp.</i>	commercial, endemic, threatened	Fishing, climate change
	<i>Asbestopluma hypogea</i>	Endemic	global change
	<i>Oopsacas minuta</i>	Endemic	global change
CNIDARIANS	<i>Cladocora caespitosa</i>	builder	climate change
	<i>Corallium rubrum</i>	commercial, endemic	Fishing, climate change
	<i>Eunicella spp.</i>	keystone	Climate change
	<i>Paramuricea clavata</i>	keystone, endemic	Climate change, fishing, diving, shipping, anchoring
ECHINODERMS	<i>Centrostephanus longispinus</i>	threatened	Climate change
CRUSTACEA	<i>Scyllarides latus</i>	Threatened, commercial	fishing
MOLLUSCA	<i>Lithophaga lithophaga</i>	threatened	loss of habitat, fishing
	<i>Patella ferruginea</i>	threatened	loss of habitat, tourism
	<i>Pinna nobilis</i>	threatened	loss of habitat
PISCES	<i>Sciaena umbra</i>	threatened	Spearfishing
	<i>Epinephelus marginatus</i>	endemic, emblematic	Spearfishing
	<i>Cethorhinus maximus</i>	rare	
	<i>Carcharodon carcharias</i>	rare	
	<i>Hippocampus spp.</i>	threatened	loss of habitat
	<i>Aphanius fasciatus</i>	rare	
TURTLES	<i>Caretta caretta</i>	emblematic, threatened	Fishing, shipping, loss of habitat, pollution
MAMMALS	<i>Monachus monachus</i>	emblematic, threatened	Fishing, shipping, loss of habitat
	<i>Tursiops truncatus</i>	emblematic, threatened, keystone	Fishing, shipping

The most typical example is that of *Posidonia oceanica*, which however is included in Key species and its population in the Mediterranean is monitored as “Populations of Key species including protected ones”. The phycology group of the University of Ghent (Belgium) who has been studying seaweeds as indicators of marine benthic ecosystems not only in Belgium but



in Papua New Guinea and E, SE African coast consider seagrasses as one of the best potential indicators of changes in coastal areas (Schils *et al.*, 2001).

An index based on changes in coverage of macrophytes could be based on estimate of their abundance on hard and soft substrata. The abundance is usually expressed as surface (in hectares) covered by the macrophytes. A linear approach could also used (km of coastline), especially for seaweeds which are developed on hard substrata as a narrow belt.

#### *Supplementary indicators*

### **Number and Abundance of Exotic Species (Zoobenthos, Phytobenthos, Zooplankton, Phytoplankton) including Harmful /Toxic macroorganisms**

Definition: Number of extra-Mediterranean faunal and floral marine species that have been unintentionally introduced or invaded and established reproducing populations and/or imported species that are subsequently living in the wild.

Rationale: Polluted or physically-degraded environments are prone to invasion more than pristine sites. A recent study of macrofouling organisms discovered that many more species were found in a polluted than in a nonpolluted marina, and that the cosmopolitan serpulid worm *Hydroides elegans* that comprised 65% of the population in the polluted marina was only infrequently found in the nonpolluted marina (Kocak *et al.*, 1999). The mariculture introductions are mostly restricted to lagoonar or estuarine habitats, and the vessel-transported exotics to polluted harbours (Zibrowius, 1992) - environments known for their low biodiversity.

The Mediterranean has a range of environmental conditions that allow the coexistence of species with much different ecological requirements, being very prone to be invaded: all the events of the past leave, thus, some memory. Coming to recent times, the arrival of some species, like gelatinous predators, shows that a single new species can change dramatically the functioning of a large ecosystem. The impact of new species cannot be predicted: *Mnemiopsis* is a harmless blob of jelly along the east coast of the United States, whereas it is a disaster in the Black Sea!

The invasion of the Mediterranean by exotic species has been mainly studied with regard to nektonic and macrofaunal/floral organisms. Effective documentation of an invasion can be based on reliable early records of presence of faunal groups in the Mediterranean prior to the early/middle 19th century, in comparison with groups which are only recorded later than that, and therefore are attributable to transport via modern shipping, escape of captured species, or the opening of the Suez Canal. Some of the species became a serious nuisance to ecosystem functioning, like *Rhopilema nomadica*, a large jellyfish that swarms regularly in the Eastern Mediterranean. Maybe it is not as harmful as *Mnemiopsis* in the Black Sea, but it has surely a great impact on coastal communities (and economies). (Galil & Zenetos, 2002).

Of the best known cases of introduced harmful exotic species in the Mediterranean is that of *Caulerpa taxifolia*. A small colony of *Caulerpa taxifolia* introduced into the Mediterranean in 1984 from a public aquarium (Oceanographic Museum of Monaco, where it was cultivated beginning in 1982) has spread to more than 6,000 hectares today, out competing native species and seriously reducing diversity in areas of the north-western Mediterranean. Yacht anchors and fishing gear have carried it from anchorage to anchorage and from harbour to harbour, sometimes over great distances (MedWaves, 1997, French N° 34, pp 11-13.)

Another algal species, The Erythrean *Caulerpa racemosa* has replaced, between 1992 and 1997, the native sea grass meadows of *Posidonia oceanica* in Moni Bay, Cyprus, and prompted significant change in the benthic macrofauna: the abundance of gastropods and

crustaceans decreased, whereas that of polychaetes, bivalves and echinoderms increased (Argyrou *et al.* 1999).

It is far more difficult to document the invasion of exotic meiofaunal elements into the Mediterranean Sea, as early records are significantly more scarce. However, benthic foraminifera have good preservation potential and may be present in large numbers, tending to leave behind a superior record of their presence over time, in comparison with macrofaunal elements.

A recent, extensive study on benthic foraminifera from the shallow continental shelf along the SE Mediterranean (Hyams, 2001) indicates that nearly 20% of the local foraminifera species are suspected to be of an exotic origin. Our ability to make this estimation may in part be attributed to recent publication of the Atlas of Recent Foraminiferida of the Gulf of Aqaba (Hottinger *et al.*, 1993) and modern compilations of Mediterranean species (Cimerman and Langer, 1993, Yanko *et al.*, 1998), which enable comparison of the benthic foraminifera assemblages in both regions. Moreover, their response to pollution monitoring makes them good candidates for assessing EcoQs.

With regard to planktonic organisms introduced via ballast tanks they are classified to one of the four general taxonomic groups: zooplankton, phytoplankton, bacteria, and virus-like-particles. A considerable variation exists in the concentrations of organisms arriving in unexchanged /untreated **ballast water** among vessels. Some of this variation is explained by (a) season and (b) voyage duration. Several studies also indicate that considerable variation exists among ballasting events, within the same port and season, which undoubtedly contribute to the observed variation.

The median concentrations of organisms estimated by a recent analysis of the ICES/IOC/IMO Study Group on Ballast Water and other Ship Vectors (SGBOSV) for unmanaged ballast water provide a useful frame of reference in consideration of ballast water standards.

Recognizing the inherent risk with any discharge, and the current concentrations delivered in untreated ballast water, SGBOSV recommends standards at least 3 orders of magnitude below the observed median concentrations for zooplankton and an equivalent or higher level of reduction for phytoplankton. (Gollasch and Raaymakers, 2003).

Advantages: There is public and scientific awareness worldwide and exotic species are easily distinguished.

The CIESM atlases series on main exotic taxa, accessible through the internet, provide the means to distinguish among similar species.

The ICES/IOC/IMO Study Group on Ballast Water and other Ship Vectors (SGBOSV) is active in the field of exotics via shipping and has gathered expertise from Mediterranean countries (France, Italy, Greece).

Limitations: The CIESM atlases do not cover all groups.

Many areas such as N African coasts are literally unexplored.

### **Dominance Index (applied to phytoplankton, zooplankton)**

Definition:

**McNaughton's Dominance Index** (McNaughton, 1967): percentage of abundance contributed by the two most abundant species. The most commonly used dominance index

applied in planktonic studies. Can be calculated for a group i.e. diatoms or for the whole phytoplankton community.

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

N1, N2= the number of individuals in the two most abundant species

N = the number of individuals in a population or community

**The Berger-Parker dominance index** =  $N1/N$  (Berger and Parker, 1970): percentage of abundance contributed by the most abundant species.

N1 = the number of individuals in the most abundant species

N = the number of individuals in a population or community

Advantages: It can be easily seen that a dominance index can be calculated much easier than a diversity index, since it requires less work (identification only of the two most abundant species, therefore less problems regarding quality assurance in species identification, especially regarding rare species, etc. Furthermore, what one needs to do regarding phytoplankton is to measure a number of fields in the cuvette containing the sample under the inverted microscope and in the same fields count the two most abundant species, without having to identify them fully.

The dominance index is one of the few measures which is successfully used in zooplanktonic studies as opposed to the overall zooplankton composition and density. Under extreme conditions zooplanktonic community can become almost monospecific (Siokou-Frangou *et al.*, 199: case of Elefsis bay).

Limitations: Tsirtsis and Karydis (1998) evaluated dominance indices, using data from two sampling sites, one eutrophic and one oligotrophic (known *a priori* as such) as reference data. McNaughton's dominance index proved to be most sensitive for discriminating between eutrophic and oligotrophic conditions than the Berger-Parker dominance index. However, it was not sensitive enough to resolve the differences in community structure imposed by the different trophic levels in non eutrophic areas.

### **Presence/Abundance of Sensitive/opportunistic Species**

Definition: The presence of indicator species mentioned either as sensitive (fragile, and slowly reproducing) or opportunistic (small, short-lived, species). The presence can be expressed either as absolute density per m<sup>2</sup> or as relative abundance in percentage.

This parameter/indicator is also used to calculate other community indices and highlight changes in species diversity.

Rationale: Impact studies worldwide have shown that a great number of phyto-, zoo benthic species is indifferent to human/environmental pressure. These species, the so called opportunists, tend to dominate at the expense of other sensitive species which are eliminated. These opportunistic species can be regarded as suitable indicator species for disturbance. Based on a synthesis of reviews on the subject and on data gathered from Mediterranean areas (Dauvin, 1993; Pearson and Rosenberg, 1978; Bellan, 1985) the following table (Table 23) shows the zones of pollution with the respective opportunistic macrozoobenthic species in sandy-muddy communities. These are mostly polychaets.

**Table 23****Species, indicative of the degree of environmental status (after Zenetos and Simboursa, 2001)**

1	Zone of maximal pollution	Azoic
2	Highly polluted zone	<u>Opportunists</u> : <i>Capitella capitata</i> , <i>Malacoceros fuliginosus</i> <i>Corbula gibba</i>
3	Moderate polluted zone	<u>Opportunists</u> : <i>Chaetozone</i> sp., <i>Polydora flava</i> , <i>Schistomeringos rudolphii</i> , <i>Polydora antennata</i> , <i>Cirriformia tentaculata</i>
4	Transitional zone	<u>Tolerant species</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	Normal zone	<u>Sensitive species</u> ex. <i>Syllis</i> sp.

Glemarec & Hily (1981) based on the sensitivity of zoobenthic species to an increasing stress gradient have grouped them into five clusters. The first cluster (Group 1) includes species very sensitive which are present only under unpolluted conditions whereas Group 5 includes opportunistic species which dominate in heavily impacted ecosystems.

Simboursa and Zenetos (2002) have compiled a preliminary list of sensitive taxa according to community type. Based on the presence and relative dominance of amphipod populations which are classified among the sensitive species and the degree of pollution in hard substrata three groups of species have been defined (Table 24) corresponding to three classes of ecological status from very pure to polluted (Bellan-Santini, 1980). It has also been documented that in sandy areas the absence or presence and relative dominance of amphipods are elements related to the environmental quality (Bakalem, 2001a). In this line the amphipod fauna was studied in three areas under different pressure in Algeria, namely: Bay of Alger: industrial and urban effluents, Bay of Bou Ismail: urban effluent, and Gulf of Jijel: pristine area. Results showed that amphipods were absent from the polluted zones of the first two areas and that the overall diversity was maximum in the pristine area (20,98% of the total diversity), lower in the Bay of Bou Ismail (17,81% of the total diversity) and even less in the Bay of Alger (9-14% of the total diversity). A list of the species present in each area is presented in Table 25.

Because densities of sensitive (vulnerable) species are community dependent, reference levels will vary among indicator species and community. The mean densities could however be regarded as lower estimates of the reference levels. Reference levels to be established from pristine communities (human pressure minimum to non-existing).

**Table 24****Species groups according to ecological quality in hard substata (from Bellan-Santini, 1980)**

Pure to very pure	Intermediate	More or less polluted
<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>

Table 25

**Amphipod species present in fine sands under different environmental stress  
(after Bakalem, 2001) (r): rare, Underlined the dominant species**

<b>Fine sands – Reference site</b>	<b>Urban pollution</b>	<b>Urban + industrial pollution</b>
<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>	

#### Advantages:

The presence of sensitive taxa is a reliable measure of ecosystem health.

Suggestions for sensitive indicator species on phyto and zoobenthic communities are given in Orfanidis *et al.* (2001) and Simboura and Zenetos (2002).

The EUNIS biotope classification programme promises a valuable basis for evaluation of indicators according to community type (Connor, 2000).

Limitations: The presence of sensitive taxonomic units (species/genera/taxa) is community dependent. Therefore absence from a community type does not necessarily imply disturbance. A table with sensitive taxa characterizing different communities with reference levels needs to be constructed).

Reference levels and scales for EcoQs should be established for these indicator species for each benthic community.

#### **Presence of Sensitive/opportunistic Zoobenthic Taxa (Also measure of Distinctness)**

##### **Taxonomic Distinctness Index**

Rationale: Benthic taxa indicative of environmental disturbance have been reviewed by Rygg (1995), Borja *et al.* (2000) and in the Mediterranean by Orfanidis *et al.* (2001) [phytobenthos] and Simboura and Zenetos (2002) [zoobenthos] who have compiled preliminary lists. These species may be present in more than one community types. However, species density is different among community types and reference levels and EcoQOs should be formulated for every species for each community type separately. The mean densities could be seen as highest estimates of the reference levels. Reference levels are formulated for minimal human pressure. Reducing human pressure should therefore decrease the densities of these opportunistic species.

At a higher taxonomic level it has been established that some taxa such as **echinoderms** and **amphipods** are sensitive to environmental stress. An inverse relationship was found between the richness of the Amphipod population and the degree of pollution in hard substrata (Bellan-Santini, 1980). **Polychaete** species belonging to families like Spionididae, Capitellidae and Cirratulidae are considered good candidates for this indicator. The usage of polychaetes in assessing impact from river inputs and river discharges has been

demonstrated by many workers and recently by Cardell *et al.* (1999). The utility of the **nematode** component of the meiofauna as a tool for assessing disturbance has been demonstrated with various stressors. Changes of nematode abundance in response to dredged material disposal at a variety of locations have been documented around the U.K. coast (Boyd *et al.*, 2000).

Taxonomic distinctness ( $\Delta^+$ ) is a univariate (bio) diversity index. It utilises simple species lists (presence/absence data) to derive  $\Delta^+$  which encompasses not only distribution of abundance's amongst species but also the taxonomic relatedness of the species. This index is defined as the average taxonomic path length between any two randomly chosen species, traced through a Linnean or phylogenetic classification of the full set of species involved.

The weighting of steps in the taxonomic hierarchy involves taking the species list for each locality and/or habitat and calculating an average taxonomic distinctness index namely,

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

Where: m= number of species in the particular study,  $\omega_{ij}$ = the weight (path length) given to the taxonomic relationship between species *i*, *j*.  $\Delta^+$  = average path length between any two randomly chosen species from the study.

Weights ( $\omega$ ) are assigned to each section of the path, the step linking one taxonomic level to the next coarsest division. Clarke and Warwick (1999) have experimented with different weighting whereby various taxonomic levels (species, genera, families, suborders, orders, subclasses and class) are given different path weights.

An appropriate variance formula is derived from other analysis, which leads to a 'confidence funnel'. This enables the user to check  $\Delta^+$  of their samples and to assess whether a locality has a 'lower than expected' average taxonomic spread. In degraded habitats the  $\Delta^+$  values will fall below the lower boundary of the 'funnel'.

#### Advantages

- It is robust to variation in sampling effort;
- There is a statistical framework for assessing samples departure from 'expectation';
- Appears to decline monotonically in response to environmental degradation whilst being relatively insensitive to major habitat differences;
- It utilises any simple species lists (presence/absence data) which reduces sorting time;
- Related to trophic diversity, but unlike species richness measures it is independent of habitat type. Consequently, it's a powerful index that could allow the comparison of dissimilar sites e.g. sand and muds;
- Applied to a range of conditions e.g. pristine, polluted, reduced salinity conditions;
- Proved informative in other studies including benthic meiofaunal, macrofaunal and groundfish studies.

#### Disadvantages:

- unable to distinguish the 5 classes.

### **Community Diversity (H) (Zoobenthos, Phytobenthos, zooplankton, phytoplankton)**

Definition: Diversity as calculated using the Shannon-Wiener formula ( $H$ ) (Shannon and Weaver 1963):

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

where:  $P_i = n_i / N$  ( $n_i$  the number of individuals of the species and  $N$  the total number of individuals) and  $s$  the total number of species. High diversity values normally are correlated with high numbers of species and indicate beneficial environmental conditions.

The number of species and their relative abundance can be combined into an index that shows a closer relation to other properties of the community and environment than would number of species alone. The Shannon-Wiener diversity index, developed from the information theory, has been widely used and tested in various environments. Although it reflects changes in the dominance pattern, it has been argued that it is no more sensitive than the total abundance and biomass patterns in detecting the effect of pollution and is more time-consuming.

When evaluating  $H$ , one should take into account separately its two components together with the faunistic data, in order to detect extreme abundance of opportunists indicating disturbance. There are some cases where the diversity is significantly high, even higher than normal, whereas the community is disturbed. The ecotone point is a transitional zone between two successional stages after which the community returns to normal. The community at the ecotone point consists of species from both adjacent environments (enriched and less enriched). After the ecotone point the community often reaches a maximum in the number of species, probably due to the presence of both sensitive species recolonising community and tolerant species, while abundance declines to a steady state level usually found in normal communities. Thus diversity may become higher than that of the normal communities (Pearson and Rosenber, 1978; Bellan, 1985).

The values of community diversity are influenced by sample size, sampling methodology and identification procedures. Consequently, species diversity values can only be compared if the same sampling methodology has been followed, with equal efforts of taxonomic scrutiny. Only under these conditions of quality assurance, trends or changes in species diversity can be investigated, such as has been done for experimental plots by Lavaleye (2000) for the North Sea and Simboura and Zenetos (2002) in the Mediterranean Sea.

Community diversity in Greek waters ranges between 1,82 to 6,68, if calculated on pooled data. However, if calculated on a standard sampling unit (0.1m<sup>2</sup>) the maximal value is 6,06 bits/unit. Table 26 presents the range of diversity values estimated per community type.

Kabuta and Duijts (2000) reported an increase in the diversity of macro zoobenthos (Shannon Wiener Index value) in Dutch coastal waters in the period 1995-1998, which was attributed to a decrease of dominance. They agreed that  $H$  may be used as an indicator of ecological quality. Similarly, Anonymous (2000) have used  $H$  as a tool and have further advanced into classifying the ecological quality status of their waters according to the scale seen in Table 27. An effort to classify Greek Waters with a similar approach was attempted by Zenetos and Simboura (2001).

Table 26

Range of Community diversity (H) according to sampler (0.05, 0.1, 0.2, 0.5m<sup>2</sup>) and community type (after Simboura and Zenetos, 2002)

Community type	H min (disturbed to polluted)	H max (undisturbed)
Midlittoral sands	0.57-1.31 (Thermaikos)	1.12-1.40 (Strymonikos)
Deltas	0.85/0.2m <sup>2</sup> (Evros)	3.74/0.2m <sup>2</sup> (Strymonikos)
Lagoons	0.78/0.1m <sup>2</sup> (Logarou)	3.29/0.1m <sup>2</sup> (Papas)
Muddy sands	3.5/0.1m <sup>2</sup> (Saronikos, Izmir)	5.67/0.1m <sup>2</sup> (Petalioti)
Muddy sands with phytal cover	3.5/0.1m <sup>2</sup> (Turkey)	5.21/0.1m <sup>2</sup> (Ionian)
Sandy muds	1.99/0.1m <sup>2</sup> (Saronikos)	4.94/0.1m <sup>2</sup> (Pagassitikos)
Shallow muds	3.17/0.1m <sup>2</sup> (Maliakos)	4.97/0.1m <sup>2</sup> (Strymonikos)
Deeper muds	2.36/0.1m <sup>2</sup> (N Evvoikos)	4.04/0.1m <sup>2</sup> (S. Evvoikos)
Shallow Sands	1.82/0.5m <sup>2</sup> (Marseille)	5.16/0.5(Milos isl./Kyclades)
Deeper Sands with detritus	2.87/0.1m <sup>2</sup> (Ionian)	5.22/0.1m <sup>2</sup> (Ionian)
Deeper Coarse sands	3.74/0.1m <sup>2</sup> (Ionian)	6.06 /0.1m <sup>2</sup> (Strymonikos)
Shallow muddy sands	2.35/0.05m <sup>2</sup> (Geras)	5.23/0.05m <sup>2</sup> (Oropos)
Coralligenous	4.84/0.1m <sup>2</sup> (Chalkis)	5.16/0.1m <sup>2</sup> (Ionian)

Table 27

Classification diversity (H) of soft-bottom fauna (EEA, 2001)

	Classes				
	I	II	III	IV	V
Parameters	Very Good	Good	Fair	poor	Bad
Shannon-Wiener index (H) (Norway)	>4	4-3	3-2	2-1	<1

### ***Phytobenthos***

The Shannon Wiener diversity index based on benthic vegetation has been successfully used as ecological quality descriptor in the eastern Mediterranean (Chryssovergis and Panayotidis, 1995; Panayotidis and Chryssovergis, 1998; Panayotidis *et al.*, 1999; Monterosato and Panayotidis, 2001).

Advantages: Although it is influenced by size of sampling it is less so than species variety.

Limitations:

Need for detailed identification down to species level (high taxonomic competence).  
Moderately dependant on community type.

Not applicable for colonial organisms that make-up the majority of the species on hard substrata.

When evaluating H, one should take into account its two components (H, J), together with the faunal data in order to detect extreme abundance of opportunists indicating disturbance.



For instance, in transition zones between two succession stages, diversity may be high, even higher than normal, whereas the community is disturbed.

### **Zooplankton**

The evolution of community diversity index in polluted and undisturbed zooplanktonic communities suggests a different community structure among the differently impacted areas. As such the H has been used in the Mediterranean by Siokou-Frangou & Papathanassiou (1991): Greek coasts; Scotto di Carlo & Ianora (1983): Italian coasts; Patriiti, (1984): French coasts. However, up-to-date there has not been any classification scheme to assign the pelagic ecosystem to one of the 5 WFD classes (Siokou-Frangou, pers. Commun).

### **Phytoplankton**

Community diversity of phytoplankton assemblages has been widely used to assess ecological quality (i.e. in Tunisia in the marine farms for molluscan culture as well as in the Gulf of Gabes). But as in zooplankton not assigning environmental quality into one of the five levels system.

### **Comparison of Dominance Curves**

The dominance curve is a technique for graphical representation of species abundance (or biomass) patterns in a sample in which species are ranked by abundance and the percentage of the total number of individuals belonging to each species is plotted against (log) species rank (Clarke, 1990). These percentages are cumulated in the “k-dominance curves” of Lamshead *et al.*, 1983 or separate k-dominance curves for abundance and biomass are superimposed giving the “**Abundance-Biomass-Comparison**” **ABC curves** of Warwick (1986). The degree and direction of separation of the ABC curves is expressed by Clarke’s W-statistic (Clarke, 1990; Clarke and Warwick, 1994).

The W-statistics is calculated from the percentage difference in cumulative biomass (B) and cumulative abundance (A) of the species *i*:

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

This index is scaled so that complete biomass dominance and an even abundance distribution gives a value of +1 and the reverse case a value of -1.

The Abundance-Biomass Comparison (ABC-method), which combines the size, biomass and relative abundance of the species in the community, has been extensively and successfully used in many incidents of acute or chronic anthropogenic disturbance with benthos data. ABC comparison curves and W-statistics have been tested in Mediterranean lagoons (Greece) (Reizopoulou *et al.*, 1996).

The k-dominance curves have been tested in Elefsis Bay (Aegean Sea) and a N. Evvoikos (Aegean Sea) dumping site for assessing pollution impact on benthic communities (Nicolaidou *et al.*, 1993) and the ABC comparison curves in Saronikos gulf, with success (Simboura *et al.*, 1995).

Advantages: a) seems particularly useful in the situation where polychaetes increase after disturbance. b) The method combines data of all benthic species in one analysis, without losing the community perspective. c) The body-size distribution among the species in the community is related to the functioning of the community as a whole (Peters and Wassenberg 1983), and can be regarded as an indicator for the Production/Biomass ratio of the community. d) It combines abundance and biomass data per species in one analysis.

The methodology has the best link with the theoretical concept of community structure (May 1984).

Limitations: a) It does not necessarily describe changes in benthic community structure generated by human disturbance alone, as they are also sensitive to natural perturbations. b) the ABC curve demands detailed taxonomic work as the community diversity index (Shannon-Wiener) c) contrasting patterns have been found for different communities (Beukema 1988, Damuth 1991), which makes it difficult to apply them for reference levels or EcoQOs (combination of the ABC-method and Partial Dominance Curves proposed) d) Overdependence on the single most dominant species (Clarke, 1990).

### **Log-normal Distribution**

The distribution of individuals among species departs from the log-normal model of distribution (or many geometric classes are covered) when data from polluted areas are plotted, while the distribution fits the log-normal model when data from unpolluted areas are plotted (Gray, 1980).

Limitations: a) doubts have been expressed as to whether undisturbed benthic communities conform to this model empirically or on theoretical grounds (Warwick, 1986). b) Departure trends from the log-normal distribution should be treated cautiously as pollution is not the only factor leading to a lack-of fit to a log-normal (Gray, 1983). c) Insufficient or inferior to diversity index in detecting community changes induced by heavy-metal pollution (Rygg, 1986).

### **Geometric Abundance/Size Classes Distribution**

In this technique the percentage of species is plotted against the number of individuals per species in geometric abundance classes (Gray and Mirza, 1979; Gray and Pearson, 1982). The method of geometric abundance classes distribution has not been proved very effective in lagoons whereas the geometric size (biomass) classes distribution was very effective and sensitive in discriminating between different disturbance levels in lagoons (Reizopoulou *et al.*, 1996).

### **The Ratio Between r- and K- Selected Species**

Definition: The ratio of the smaller r-selected or opportunistic species versus the competitive dominants traditionally regarded as k-selected or conservative species. This ratio calculated by the Abundance-Biomass Comparison (ABC) methodology and the derived W-statistics is used to indicate changes in community structure (De Boer *et al.*, 2001).

Advantages: a) it combines data of all benthic species in one analysis, without losing the community perspective; b) the body-size distribution among the species in the community is related to the functioning of the community as a whole (Peters and Wassenberg 1983), and can be regarded as an indicator for the Production/Biomass ratio of the community or the energy use and transfer within the community (Cyr *et al.* 1997a and b).

Limitations: a) it does not necessarily describe changes in benthic community structure generated by human disturbance alone, as they are also sensitive to natural perturbations. b) by calculating only the r/K ratio, nothing is known regarding the underlying cause for the shift in the ratio, whereas changes in the rank-abundance graphs can be attributed to particular species; c) it is difficult to impossible to know the exact score of a certain species on the r/K scale.

Several approaches have been applied to get around this last limitation. These are summarised by De Boer *et al.* (2001):

The approach used by Frid *et al.* (2000) was to describe the biological traits of each species: size, longevity, reproduction type, adult mortality, attachment, adult habit (sessile, swimming, crawling, burrowing, or in crevice-dwelling), body flexibility, body form and feeding habit. The biological trait analysis is hampered by the availability of sufficient knowledge of all benthic species.

Another approach was tried in the GONZ III project (Holtmann 1999) in which a rough cut-off point was used to discriminate between r- and K-selected species. By using size and weight as criteria r-species (maximum size <3 cm, maximum weight <0.5 mg AFDW) were distinguished from K-species (>3 cm, >250 mg AFDW).

By constructing biomass size-spectra for benthic communities, undisturbed communities can be distinguished from disturbed communities, such as has been done for a Spanish estuary in Saiz-Salinas and González-Oreja (2000). This approach is relatively similar to the density-body size relationship illustrated in Cyr *et al.* (1997ab).

### **Infaunal Trophic Index (ITI)**

The ITI was developed as an aid to identify changed and degraded environmental conditions as a result of organic pollution e.g. in sewage sludge disposal grounds, sewage outfalls and oil drilling by-products.

The macro zoobenthos species can be divided into: (1) suspension feeders; (2) interface feeders; (3) surface deposit feeders; and (4) subsurface deposit feeders. Based on this division, the trophic structure of macro zoobenthos (Infaunal Trophic Index = ITI) can be determined using the formula:

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

in which  $n_1$ ,  $n_2$ ,  $n_3$  and  $n_4$  are the number of individuals sampled in each of the above mentioned groups. ITI values near 100 means that suspension feeders are dominant and that the environment is not disturbed. Near a value of 0 subsurface feeders are dominant meanings that the environment probably is disturbed strongly due to human activities. ITI was used successfully in the North Sea (Holtmann, 1999).

*Kabuta and Duijts (2000) found one area north of the Wadden Sea where the Infaunal Trophic Index value clearly decreased in the period 1991-1998.*

Advantages: May be useful in determining the ecological state of coastal waters and probably it may be applied for trend analysis.

Limitations (from Miles, A. & Price, N., 2002)

ITI is not applicable in transitional Waters.

ITI was designed for use in coastal waters with organic contamination, only.

ITI values are assigned to classify areas of seabed into 3 classes: Normal, Changed, Degraded.

Integrated indicators like the Infaunal Trophic Index (ITI), require a larger monitoring effort than simple, directly determined, variables. It is useful only when a background database is available pertaining to the specific ecosystem.

### ***Benthic Pollution index (BPI)***

Rationale. The Benthic Pollution Index uses an approach developed by Leppakowski (1975) for the Baltic. For this index, areas of the estuary are assigned a score and then placed in to one of three groups. According to their observed response to organic pollution, BPI can be calculated using the formula.  $BPI = 10 - (5x + 4y + 2(z - a/2)) / a$ .

Where: a = whole area, x = area of secondary minimum, y = area of secondary minimum, z = area of the primary maximum. An undisturbed area will display a BPI of 10.

#### Advantages:

Valid in the Baltic Sea, which has few species.

The index has also only been shown to be successful in coastal waters.

#### Limitations:

Groups are typed according to their response only to organic pollution.

High level of taxonomic expertise required.

Validation in Sea areas with rich species diversity is questioned.

### **Legislation Concerning Rare, Endangered or Threatened Marine Species**

Definition: The number of marine mammals, reptiles, birds, fish, invertebrates and plants (including relevant species of seagrasses or algae) in each of the relevant IUCN<sup>1</sup> (World Conservation Union) categories or International Conventions and the subject of State legislation. State obligations of Mediterranean Countries under international agreements include:

- The Convention on International Trade in Endangered Species (CITES).
- The Bern Convention the EU Birds and Habitats Directives which are being implemented in all the European countries. Thirteen marine Mediterranean species are listed among the strictly protected fauna under the EU Birds and HABITATS Directives and NATURA2000 and the Bern Convention.
- Action Plan for the Conservation of Cetaceans in the Mediterranean Sea. (UNEP/IUCN, 1994; UNEP RAC/SPA, 1998a).
- A special agreement under the Bonn Convention, made in 1996, for the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and Contiguous Atlantic area the so called ACCOBAMS).

The indicator is being developed as part of the CBD. The draft list of endangered or threatened species compiled by UNEP (1999) coincides with that of Annex II of the Specially Protected Areas protocol under the Barcelona Convention, revised in the Bern Convention, 1998. The main species and taxa to be covered are:

- plants — vascular, algae;
- invertebrates;
- birds;
- reptiles — turtles, crocodiles;
- fish;
- marine mammals — whales; dolphins and porpoises; seals..

Advantages: Easy to apply provided there is good collaboration and information flow from state authorities and NGO's.

---

<sup>1</sup> International Union for the Conservation of Nature.

Limitations: The species/taxa to be included under this indicator will change as the various jurisdictions gather better information about the species and taxa of concern.

### ***Specific production of dominant zooplankton species***

During the 1960-1969 period, the average biomass of the main zooplanktonic organisms in the upper 100 m was 308 mg/m<sup>3</sup>, this increased to 471 between 1970 and 1975 and again rose to 527 mg/m<sup>3</sup> between 1976 and 1981. However, the increase was entirely due to two gelatinous species; the dinoflagellate *Noctiluca scintillans* and the ctenophore *Pleurobrachia rhodopsis* (58, 67). A similar increase in the zooplankton was observed in the western Black Sea between 1978 and 1980. In the upper 100 m the zooplankton biomass increased in offshore areas (water depth >200m) by 1.7-2 fold, at the northwestern shelf the increase was 3-4 fold, in shallow coastal areas (0-25m) this rose to 10 fold. These changes were caused exclusively by the increase in *Noctiluca scintillans* (59). This corresponds with a significant increase in the phytoplankton biomass in the northwestern Black Sea (142).

In the area off the Danube estuary (in the upper 100 m) the average zooplankton abundance and biomass increased by factors of 3 and 5 respectively from the 1970s to the 1990s (63). As for other areas the proportions of *Noctiluca* and *Acartia clausi* also increased significantly. (Kovalev *et al.*, 1999).

Large scale changes to trophic structure, particularly if fishing of larger predatory species is not controlled, may result in that small pelagics become the major components of fish biomass. Opportunistic gelatinous species tend to be more aggressive feeders, at the high end of the food chain, than larval fish competing for the same food resources.

In the late 1960s and 1970s, conditions in the Black Sea enabled its numbers to swell to such an extent that it proved a great nuisance on area beaches.

Outburst of the *Aurelia aurita*. Total biomass in the Black Sea reached up 300-500 million tons.

Outburst of the *Mnemiopsis*. Its total biomass in the Black Sea reached 700 million tons.

The EROS (European River/Ocean System) team has set up a data base from existing physical and biogeochemical data and attempted to develop a mathematical model capable of predicting the response of the coastal ecosystem to natural changes in the environment and human impacts.

For the first time, studies of the relationship between plankton communities and nutrient availability were combined with studies of the feeding behaviour of important planktonic animals. EROS analysis has revealed that the explosive development of jellyfish is the consequence of pollution and overfishing (EROS, 2000). Increased nutrient inputs into the Black Sea, due to changes in farming practices, combined with increases in industrial activities and population density, have stimulated plankton growth and related fish productivity. This, in turn, has stimulated the growth of opportunistic gelatinous species.

Two members of the scyphozoan phylum that have made dramatic appearances in the Black Sea are *Rhizostoma pulmo* and *Aurelia aurita*. *R. pulmo*, mentioned earlier, is native to the Mediterranean, North Sea, Black Sea, and Sea of Azov. Feeding on zooplankton plus the eggs and larvae of fish and shellfish, this jellyfish was not formerly considered a big player in the Black Sea's animal community. In fact, in some parts of its range, this jellyfish was considered beneficial as it offered protection to certain fish larvae and served as food for sea turtles.

## 9. INDICATORS ACCORDING TO HUMAN ACTIVITIES IN THE MEDITERRANEAN

### Dumping

Dumping as defined by the Barcelona Convention protocol is any deliberate disposal or storage of wastes or other matter in the sea from ships or aircraft. The effects of dumping mineral residues (metalliferous slug, fly ash, red mud etc.) and dredged sediments on benthic communities bear great similarities and are summarized in Table 28 while the effects of sewage sludge disposal are seen on Table 29.

**Table 28**  
**Effects from dumping mineral waste and dredged material**

<b>Factor</b> (parameter of intensity of effect)	<b>Effects</b>	<b>Biological response</b>
Turbidity (amount)	Decreased illumination	Reduction of algal growth and primary production (Littlepage <i>et al.</i> , 1894)
Mechanical disruption- Burial or sedimentation, substrate instability- (amount-concentration of discharged material and rate of dumping)	Impact on the biotic communities (depletion or Disturbance of balance)	Depletion to reduction of species richness Decrease of sensitive species Increase of opportunistic species or families Reduction of evenness index Reduction of diversity index Decrease of population densities, biomass (red mud flow, fly ash, copper mine tailings) Modification of feeding modes in the affected zones by red mud (Bourcier and Zibrowius, 1972; Harvey <i>et al.</i> , 1998; Herando-Perez and Frid, 1998; Boyd <i>et al.</i> , 2000; NCMR, 1995;1998; Vivier, 1976; Burd, 2002).
Similarity of sediments in dumped/dredged material and disposal areas	Effect on benthic communities if dumped material is coarser	Decrease of species typical of the initial community Settlement of some species preferring coarser sediments Increase of species of wide ecological requirements and eventually of sub- pollution indicator species The resulting community is degraded (reduction of evenness) and unstable though species richness may have increased (Nicolaidou <i>et al.</i> , 1989; Salen-Picard, 1981)
	Effect on benthic communities if dumped material is finer	Reduction of total abundance, species richness, diversity index (NCMR, 1995; Roberts <i>et al.</i> , 1998)
Food supply in dumped material	Effect on benthic communities	Increase in density of opportunistic families (Harvey <i>et al.</i> , 1998)
Dissolving Or leaching of metals or toxic substances (concentrations)	Trace metal contamination (incorporation) of sediment and bioaccumulation of metals by organisms affecting the food chain, toxicity repelment of drifting larvae from settling	Reduction of abundance and diversity. (Ellis and Taylor, 1988) Acute toxicity of mine tailings to marine species (Mitchell <i>et al.</i> , 1985). Avoidance or short term reductions in fish growth in mine tailings (Johnson <i>et al.</i> , 1988)

The primary impact of dumping on the ecosystem arises from suspension and settling of particulate material resulting to turbidity and burial. Turbidity reduces the growth of algae and

primary production. The mechanical burial of the benthic animals is usually the principal effect of dumping on benthic communities, resulting to total depletion or disturbing the communities' balance (reduced diversity, species richness and evenness of distribution and/or total abundance) and is most evident in recent dumping sites. Also a major effect of sediment dumping is the persistent changes in sediment texture.

The soluble components of the discharge (i.e. Dissolved or leached metals), mainly in case of mine residues, may be toxic to organisms and may influence the food chain through the process of bioaccumulation. It is noteworthy that in recent literature (Burd, 2002) metal toxicity from mine residues (Cu) has been cited as the primary factor affecting benthic communities and the mechanical disruption caused by dumping as the secondary factor.

The effects of dumping on the community level greatly depend also on the volume and sedimentological characteristics of the discharged material in relation with the local conditions, duration of dumping, water depth, surface and hydrography of the disposal area, the time of the year, the type of community in the disposal area, and the chemical composition of the discharged material. Generally deposition have greater effects on the shallower more productive zone, as deeper benthos contributes less to an area's biological productivity.

In the case of dumping of sewage sludge the impact on the benthic community is similar to that of pollution from organic enrichment.

**Table 29**  
**Effects from dumping of sewage sludge**

Factor	Effects	Biological response
Organic material load (amount) Heavy metals and industrial wastes	Impact on benthic communities	Reduction of number of species, Index of diversity H Heip Index of evenness (Moore and Rodger, 1991). Low amounts of org. C with absence of toxics allow the presence of a normal community but of enhanced abundance and biomass (Eleftheriou <i>et al.</i> , 1982).

### Industrial Wastes

As industrial wastes are considered waste discharges from sewage and industrial plants and include a) heavy metals b) other hazardous substances from sea-based activities (excluding oil, PAHs and anti-fouling substances) produced by the offshore oil and gas industry (e.g. benzene, phenols, benzoic acids, barium), and through shipping (e.g. phosphorous, ore, pesticides, and lipophilic substances; and c) thermo-electric and hypersaline waste water.

**Table 30**  
**Biomarkers and their significance**

CONTAMINANT	BIOMARKER	WARNING*
<i>Heavy metals</i>		
Cu, Hg, Ag, Zn, Cd, Pb	DNA changes	A
	Metallothioneins	AB
	Immune response	A
	MFO	A

\* A= signal of potential problem, B= definitive indicator of type or class of pollutant

The effects of heavy metals (iron, nickel, lead, copper, chromium, zinc etc.) into the marine environment are considered by many to be a serious pollution problem. Heavy metals enter the marine environment a) by surface run-off from rain, b) by direct fall-out from air into the

ocean and c) by waste discharges from sewage and industrial plants. Some of the main biomarkers used today in ecotoxicological research in relation to contaminants are indicated in Table 30. The lethal effects of metals on marine organisms have been extensively studied while more limited are data concerning the long-term effects on organisms (reproduction etc) and communities (see Table 31). Recent literature (Burd, 2002) has proved that sediment copper levels associate with decline in species richness and abundance of sensitive species inferring that toxicity from metals may be a major factor affecting benthic communities.

**Table 31**  
**Effects from discharge of warm thermo-electric water and of heavy metals from sewage or industrial plants**

Factor	Effects	Biological response
Warm thermoelectric water: High temperature And hydrodynamism	Impact on hard substrate superficial zoobenthos	Reduction of number of species in the warmer water area. Increase of species distribution in the high hydrodynamism area Maximal size and vitality of <i>Balanus</i> in the discharge point (Arnaud <i>et al.</i> , 1979)
Heavy metals	Short term effects on benthic organisms	Lethal concentrations
Various	Long term effects on benthic organisms	Effect on reproduction rate and offspring survival (Reish, 1978) -in seaweeds inhibition of reproduction and development changes in community structure (Coehlo <i>et al.</i> , 2000) in seaweeds no direct effect
Copper	Impact on benthic communities	Decline in species richness and abundance of sensitive species coinciding with high sediment copper levels (Burd, 2002)
Chromium (tannery wastes)		High temporal fluctuations of diversity and evenness indices Decrease of diversity and evenness Increase of species indicating disturbance (Papathanassiou and Zenetos, 1993)
Discharge of hyperhaline wastes		
Increase of water salinity and temperature	Impact on benthic communities	-decrease of abundance at the discharge site for all groups particularly crustaceans, echinoderms, and molluscs -reduction of species richness at the discharge point (Cagriota <i>et al.</i> , 2001) no effects on H and J at a few meters distance from the diffuser -in seagrasses species displacement e.g. <i>Cymodocea</i> instead of <i>Ruppia</i> - in seagrasses further penetration in estuarine ecosystems
(Distance from discharge point)		



## Oil Spills and PAHs

The impact of oil pollution on the environment in the Mediterranean is particularly severe due to the topography and hydro-meteorological conditions of the Mediterranean: oil entering or discharged there has little chance of leaving, and stays and accumulates until it is degraded. Since the United Nation's Conference on Human Environment in 1972 the protection of the Mediterranean has become a priority problem and enormous efforts have been made in organizing expert consultations and intergovernmental meetings to establish and carry out the 'Action Plan for the Mediterranean' (approved in 1976). More recent studies and Conventions now pave the way for restricted or prohibited oil discharges and better and more concentrated oil clean-up techniques (Lourd, 1977). PAH pollution may be caused by accidental oil spills, by shipping but also by industrial accidents like that of the fire in the refinery situated at Izmir Bay (Turkey, Marmara Sea) after the earthquake of 1999 (Okay *et al.*, 2001). Oil pollution affects the ecosystem by the petroleum hydrocarbons entering the ecosystem by sea water, sediments and organisms (for details see Table 32). Oil substances may have toxic effects on organisms and may be estimated on the organismic level by measuring the PAH concentrations on tissues or through various bioassays like the **Lysosomal stability test** or the feeding rates in mussels. On the population or community level oil pollution may be lethal causing depletion of all biota at the very site of pollution. Secondary results of pollution are successional disturbance of the community structure, recession of the sensitive species and dominance of opportunistic ones. The communities recover undergoing various stages of successional colonisation. The rate of recovery depends on the distance from the pollution source (oil spill etc), the amount of pollution load and the type of the ecosystem. For example the Gialova lagoon (southwest Greece), one of the richest Mediterranean lagoons, recovered within 2 years of an oil spill accident in the area (Dounas *et al.*, 1998).

**Table 32**  
**Effects of oil spills and PHA on EcoQs**

<b>Factor (parameter):</b> Concentration of oil, type and amount of hydrocarbons, rate of degradation (distance from spill, time lapse)
<b>Impact:</b> -Accumulation of petroleum hydrocarbons (PAH) to sediments, interstitial water and organisms tissues -Impairment of growth and reproduction-death of biota -Physiological and behavioural abnormalities -Greatest impact on intertidal and subtidal zones -Acute or chronic toxic effects on planktonic or benthic animals -the amount of oil may gradually decrease from the sea water and increase in sediments after the accident (Gouven <i>et al.</i> , 1996)
<b>Recovery (extend of pollution type of ecosystem):</b> Recovery 1 - >10 years. Ex. Fine sand <i>Abra alba</i> community of Bay of Morlaix >10 yrs (Dauvin, 1998) Gialova lagoon community: 2 yrs (Dounas <i>et al.</i> , 1998)
<b>Biological response</b> <b>Organismic level: Biomarkers</b> DNA changes, MFO, Immune response, Lysosomal stability and Feeding rate in mussels (Okay <i>et al.</i> , 2001). <b>Population level:</b> High mortality rates of all species (defaunation) (plants, crustaceans, fish, birds) immediately after the spill Successive colonisation by opportunistic species dominating or monopolising the fauna (1 year after) -Establishment of an unstable community (with great successional fluctuations) of low density, diversity, species richness and evenness characterised by dominant and subdominant (>10%) resistant to oil species (mainly polychaetes and gastropods). Reduced abundance of sensitive species. (Bondsdorff <i>et al.</i> , 1990; Chasse, 1987; Sanders <i>et al.</i> , 1980). -Total abundance may rise due to the increase of opportunists (NCMR, 2001). -in seaweeds short-term growth reduction in intertidal species (Lobban and Harrison, 1994) -in seagrasses no direct effect -shift in planktonic species composition as a long-term trend, no significant effects (Batten <i>et al.</i> , 1998)

### Shipping: Anti-fouling Substances (organotins: TBT)

Early in the 1970s organotins [monobutyltin (MBT), dibutyltin (DBT), tributyltin (TBT), monophenyltin (MPT), diphenyltin (DPT) and triphenyltin (TPT)] were introduced as effective components in marine antifouling paints. They soon proved extremely effective for their purpose and became common world-wide, but not without causing serious ecological problems.

At the organismic level, the biological effects can be studied in relation to organic compounds through the biomarkers indicated in Table 33. In practice, serious environmental impact on non-targeted aquatic organisms was found in the form of high toxicity (Cima *et al.*, 1996; Kannan *et al.*, 1996; Bressa *et al.*, 1997), reproductive performance (Franchet *et al.*, 1999), high potential for bioaccumulation (Marin *et al.*, 2000), and specific long-term effects known as imposex. The case of imposex in prosobranchia [Gasteropoda] following exposure to tributyltin (TBT) classify TBT among the so called endocrine disrupting chemicals (EDCs).

Restrictions for the use of tributyltin (TBT) were adopted in many countries but usually only valid for vessels less than 25 m in length. Despite restrictions on the use of organotin-based marine antifouling paints imposed throughout the Mediterranean in 1991, the concentrations encountered in 1996 in the French Mediterranean coast (Côte d'Azur) (Tolosa *et al.*, 1996) represent an ecotoxicological risk although, compared with concentrations from previous surveys (1988), contamination from TBT is substantially less. Also along the Catalan coast, data of 1998 evidence the occurrence of organotin pollution far from the source, with levels of both TBT and triphenyltin (TPhT) high enough to cause environmental concern (Sole *et al.*, 1998). Another study dealing with the distribution and fate of tributyltin in surface and deep waters of the northwestern Mediterranean concludes that contrary to results of coastal experiments, the half-life of TBT in this oligotrophic environment is estimated to be several years and that the ubiquity and persistence of TBT in these waters is a new source of concern for environmentalists (Michel and Averty, 1999). At the community level changes at the meiofaunal community structure were evidenced (Lampadariou *et al.*, 1997-Aegean Sea).

**Table 33**

#### Biomarkers measured in relation to organic compounds and their meaning

CONTAMINANT	BIOMARKER	WARNING*
PCBs, DDT, HCB, TCDD	MFO	A
	Immune response	A
	DNA changes	AB
Organophosphates	Blood esterase activities	AB
Carbomates	Brain esterase activities	ABC

\* A= signal of potential problem, B= definitive indicator of type or class of pollutant, C= predictive indicator of long-term adverse effect.

### Fisheries

Fishing has a broad range of effects on marine and estuarine ecosystems, including: direct effects such as reductions in population sizes and shifts in the population structure of target species; effects on ecosystems caused by the removal of non-target species as bycatch; damage to habitats caused by the operational use of fishing gear; and the effects of «ghost fishing» by discarded fishing gear. In particular, the impacts of fisheries on the benthic community have been recently reviewed by Jennings and Kaiser (1998). According to Hopkins (2000), and (ICES, 2000), the response of benthic communities depends partly on the natural spatial and temporal variability, and is highly influenced by the type of substratum. Community structure can be altered under trawling, but species richness can decrease or remain stable, due to the increased abundance of certain new, opportunistic species.

In the implementation of Ecologically Sustainable Development, fisheries management plans need to recognise effects on non-target organisms, and biodiversity generally, as potential constraints to fisheries production. The specific effects of fishing range from the impacts of non-selective bottom trawls (as used in some fish and prawn fisheries) on non-target organisms in the trawl path (Hutchings, 1990) to accidental catch of seabirds on baited hooks deployed on longlines. Some of these impacts may be substantial and important for the populations of non-target organisms.

In response to information that fisheries may be adversely affecting the environment or other species, fisheries management plans will need to adopt procedures to avoid or ameliorate these unintended effects.

Dolphins should be monitored in the Mediterranean Sea. They are very sensitive to water quality and to the quality of fish and are easy to observe.

Summarising, the effects of fishing according to literature can be discerned through the following indicators (Table 34).

**Table 34**  
**Effects of fisheries on the ecosystem biological diversity (exempting fish).**

Impact on:		Suggested indicator
Bird population changes (food changes)		
Bycatch (unwanted) of mammals	Monk seals, turtles Dolphins	Trends in population
Discards	Structure of epibenthos: Large, fragile, slow-growing organisms are affected relatively more	Community diversity
Zoobenthos changes		
Phytobenthos	Seaweeds: damages of sublittoral stands (Blader <i>et al.</i> , 2000) Seagrasses: fragmentation and finally decline of meadows (Sánchez-Jerez and Esplà (1996)	Phytobenthos coverage

### Mariculture

Organic enrichment is the most widely encountered impact of culturing fish in cages. Therefore, the effects of mariculture on benthic communities are similar to those produced by several other sources of organic enrichment. The local decrease in diversity could be acceptable except for the following situations (Karakassis, 1998):

- The damaged ecosystem constitutes the habitat of an endangered species;
- The damaged ecosystem is a nursery ground for species affecting the ecology of a broad marine area;
- The damaged ecosystem is a rare and region-specific habitat;
- The damaged ecosystem is impaired to that extent, that its loss is irreversible on a human time scale.

The impact of cage farming of fish on the seabed has been investigated in lagoons by Lamy and Guelorget (1995) and in three Mediterranean coastal areas by Karakassis *et al.* (2000). The latter documented that the macrofauna community was affected up to 25m from the edge of the cages. At the coarse sediment sites, abundance and biomass under the cages

were 10 times higher than at the control. However, as biomass and abundance have not been included in the hereby proposed core set of indicators, they cannot be applied to define the ecological status in mariculture sites. But the dominance of opportunistic species is a reliable indicator (Lamy and Guelorget, 1995; Karakassis et al, 2000). Indeed, *Capitella* cf. *capitata* dominated macrofauna up to 10 m from the cage in two farms, whereas the third was dominated by *Protodorvillea kefersteini*. Community diversity measured with the Shannon-Wiener index was also significantly lower in the vicinity of the fish cages and could therefore be employed as a reliable indicator. Macrobenthic community structure defined at higher taxonomic levels than species was tested against analyses at the species level. The results support the idea that monitoring data involving higher taxonomic levels (i.e. family) should be acceptable for the assessment of ecological impacts on the benthic communities (Karakassis and Hatziyanni, 2000).

Other potential indicators tested with macrobenthic data did not always proved reliable. For example the Abundance-Biomass Curves (ABC) were inconsistent with the other sources of information. In particular, even the sites close to the cages dominated by capitellids could not be classified as disturbed by the ABC curve technique. (Karakassis *et al.*, 2000).

The scale of mariculture impacts on the ecological quality varies considerably in terms of distance and time Karakassis (1998). Consequently some could be immediately detected using the appropriate indicator whereas others cannot be traced (Table 35).

**Table 35**  
**Spatial and temporal scales of impacts related to mariculture**

Impact	Spatial scale	Time scale	Indicator
Modification of gene pool of wild stocks	10-100 Km	Several generations (>10 years)	Molecular techniques/ indicators
Replacement of biota by introduced species	Depending on motility and larval propagation	Depending on life cycle	Various Species diversity indicators
Dominance of opportunists	Up to 25 m	Short-term-while lasts	Abundance of opportunistic species <i>Capitella</i> spp., <i>Protodorvillea kefersteini</i> , <i>Cirrophorus lyra</i> .
Decrease in community diversity	Up to 25 m	Short term-while lasts	-Shannon-Wiener indicator - Diversity to family level
Increase in biomass - abundance	Up to 25m	Short term-while lasts	Non reliable

### **Biological Invasions: via Shipping, with Mariculture**

Biological invasions in coastal ecosystems are known to have a direct impact on benthic communities. Reduced macrofauna diversity, displacement of native populations to the extinction of certain species, have been noticed in many coastal areas, especially near ports. Introduction of cultured species and diseases through mariculture are also known in extra Mediterranean areas. Recent studies have begun to examine indirect effects of invaders and their impacts on species at different trophic levels, and impacts on food-web properties and ecosystem processes. A review of impacts by exotics at coastal areas is given by Grosholz (2002) who classifies the consequences into ecological and evolutionary ones. He presents examples of ecological consequences of invasions at various levels such as: single species impacts; multiple species impacts; multiple trophic-level impacts; ecosystem level impacts; recipient community impacts; pathogens and disease spread. Evolutionary consequences include invasion pathways; cryptic species; hybridisation with natives; plasticity in native species; population differentiation and physiological adaptation.

As derived from the above, the ecological quality of an invaded ecosystem can be defined primarily on the basis of the number of exotics present but also at the organism level (physiological adaptation) –population level (population differentiation through molecular/genetic appropriate indicator) – community level (all the proposed indicators).

An inventory of the fauna and flora in ports and lagoons and subsequent monitoring of the biota (mostly planktonic organisms including bacteria) been proposed as the only way to realise slow coming changes that may have catastrophic effects

## 10. ASSESSING ECOLOGICAL QUALITY THROUGH BIOLOGICAL INDICATORS IN THE MEDITERRANEAN

### Human Resources

Taxonomic accuracy sets the key to understanding history and future of marine biodiversity and moreover monitoring biodiversity functioning in different ecosystem types under different environments stress. Defining species richness in the different parts of Mediterranean may become a difficult task as discovery and description of benthic diversity in unexplored areas of the Mediterranean Sea is inevitable.

On investigating for relevant integrated works among Mediterranean countries, experts in Environmental Impact Assessment were contacted from Turkey, Lebanon, Israel, Tunisia, Spain, France and Italy. Moreover, human potential (capacity to contact relevant work) needed for EcoQOs was sought by searching existing literature pertaining to Mediterranean areas. Below are some answers regarding current or past monitoring projects at national level.

**Turkey:** There is nothing on that subject along the coasts of Turkey, at the national level (Prof. Ahmet Kideys 28.1.2002: [kideys@ims.metu.edu.tr](mailto:kideys@ims.metu.edu.tr)). However, there is human potential in detailed taxonomic analysis of benthic groups and sporadic studies dealing with ecological status (see Cinar et al., 1998; Cinar et al., 2001).

**Lebanon:** With regard to the use of biological indicators for the definition of ecological quality status along the coast of Lebanon and the Levantine Basin, there is not a specific species to characterize ecological systems, neither at the national level. However, according to results and a long experience on the coastal and neritic ecosystems, and based on the Report on National biodiversity Study of Lebanese Marine Environment, the following are employed:

- In benthic ecosystem as indicator species among rare and threatened species the following are used/monitored: the sponge *Spongia officinalis* the mollusc *Pinctada radiata*, the appreciated penaeid shrimps *Penaeus japonicus* and *P. kerathurus*.
- The meiofauna of sandy and muddy bottoms is used to assess organic and chemical pollution (group composition and the relative abundance of each group).
- The invading algae such as *Stipododium* sp., *Caulerpa* spp. are noticed with increasing abundance overcoming some other native species.
- the sea turtles *Caretta caretta* and *Chelonia mydas* and the mammals *Monachus monachus* and *Delphinus delphis* are also subject of special survey at national level.
- Exotic species introduced in ports (Beyrouth) and other areas are investigated.  
(Prof. Sami Lakkis 2.2. 2002: [slakkis@inco.com.lb](mailto:slakkis@inco.com.lb))

**Israel:** No biological indicators are used for determination of ecological quality of coastal ecosystems off the Mediterranean coast of Israel. No bioclassification was done either. There was an attempt to map the coast by the environmental ministry, but I have not seen its results. Private research in biomonitoring work has led to accumulation of extensive data and

time series of both nearshore and deep-sea benthic communities (*Bella Gall* 28.1.2002: [gall@post.tau.ac.il](mailto:gall@post.tau.ac.il)).

**Egypt:** no answer

**Tunisia:** According to the Tunisian National Environmental Agency, long term studies along the Tunisian coasts include monitoring of phytoplankton (REPHY); microbiological studies (REMI); chemical analyses (RENOC); chemical, microbiological and toxicological monitoring in the MEDPOL framework; monitoring of bathing waters. Considerable work at national level is conducted with regard to chemical and physical parameters while there is accumulated experience (MEDPOL, COPEMED) in the study of bivalves as bioindicators. Moreover exotic species of Atlantic or Erythrean origin have been recently investigated (fax by K.Attia, 13.5.03).

Studies concerning indicators among benthos are very limited in Tunisia, although the expertise is there (fish, sponges, molluscan, crustacean, reptiles and macroalgae). No national monitoring system for EcoQs with the exception of some research on *Posidonia* in some areas receiving industrial effluent including some lagoon area. However, there is potential to the use of molecular techniques/genetic because of trained scientists and limited technical possibilities i.e. metallothioneins in bivalvia (*Nejla Bejaoui* 29.1.2002: [nejla.bejaoui@gnet.tn](mailto:nejla.bejaoui@gnet.tn)).

**Algeria:** lot of human potential for detailed macrozoobenthos analyses. Results already available but not sufficiently elaborated. See Bakalem, 2001b or at a very local scale (Grimes and Gueraini, 2001a,b).

**Spain:** experts and experience at all levels of biological diversity evidenced by the literature. National monitoring is carried out at selected fields i.e. exotic species.

**France:** ibid. National monitoring is carried out at selected fields.

**Italy:** ibid. National monitoring is carried out at selected fields.

**Greece:** ibid. No national monitoring except MEDPOL, but many impact studies and long-term monitoring locally.

**Slovenia:** according to BIOMARE report, Slovenia puts a special effort in taxonomic analysis with a view to assessing the biodiversity and ecological quality of its environment.

**Croatia:** Research on macrophytes, exotic species and zoobenthos has started recently and is currently conducted under support by the Ministry for Science and Technology -see Ivesa *et al.*, (2001). There is a long experience of Croatian scientists in studies of marine flora and fauna. A comprehensive potential monitoring programme of the national waters exists since 1999, which, includes biomonitoring.

### **Organismic Level: Biomarkers Used in the Mediterranean Sea**

Unlikely other European areas where a number of field programs has been established either at national or regional level (Conventions) and various biomarkers are applied for the measurement of the environmental condition, biomarkers in the Mediterranean have been mainly utilized through individual research projects or international programs (e.g. MED-POL) (Table 36). Within the framework of MEDPOL program initial efforts have been concentrated on upgrading the technical capabilities of Mediterranean laboratories, especially those in the south. Representatives from a number of Mediterranean laboratories have participated in training courses. Moreover, individual training was organized for four techniques recommended by an expert group: lysosomal membrane stability and DNA alteration as

general stress indices, and EROD and metallothionein determination as specific biomarkers (UNEP/RAMOGÉ, 1999). Inter-comparison exercises undertaken among the participated laboratories around Mediterranean for lysosomal membrane stability, metallothionein content, and EROD activity have produced good results (Viarengo *et al.*, 2000). The indicator organisms used were the seabass *Dicentrarchus labrax* and the mussel *Mytilus galloprovincialis*. Yet, an EU project (i.e. BEEP) running these days where a number of Mediterranean laboratories are also participating aims to fill the gaps that are related to the use of conventional biomarkers in the different European areas and the development of new biomarkers.

**Table 36**  
**Biomarkers and indicator organisms indicated in scientific paper related to Mediterranean**

A. Specimens collected from the field.

Area	Indicator Organism	Biomarker *	Reference
Bay of Cannes, France	<i>Dicentrarchus labrax</i> , <i>Mytilus galloprovincialis</i>	EROD, GST, AChE, MTs, lysosomal stability	Stien <i>et al.</i> , 1998a
Israel coast	<i>Patella coerulea</i> , <i>Donax trunculus</i> , <i>Mactra corallina</i> , <i>Monodonta turbinata</i>	ChE, GST, NSE, NR, DNA-unwinding assay, plasma membranes and epithelial layers permeability, phagocytic activity, MXRtr	Bresler <i>et al.</i> , 1999
Bizerta lagoon, Tunisia	<i>Ruditapes decussatus</i> , <i>Mytilus galloprovincialis</i>	AChE	Dellali <i>et al.</i> , 2001
Gulfs of Elefsis and Chalkis, Greece	<i>Callista chione</i> , <i>Venus verrucosa</i> , <i>Chlamys varia</i> , <i>Cerastoderma edule</i> , <i>Phallusia mammilata</i>	MTs	Cotou <i>et al.</i> , 2001; Cotou <i>et al.</i> , 1998
Gulf of Amvrakikos, Greece	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	GPX, AChE, MTs	Tsangaris <i>et al.</i> , 2001; Tsangaris <i>et al.</i> , 2000
Gargour and Sidi Mansour, Tunisia	<i>Ruditapes decussates</i>	MTs	Hamza-Chaffai <i>et al.</i> , 1998
Israel coast	<i>Siganus rivulatus</i>	EROD, Lysosomal stability	Diamant <i>et al.</i> , 1999
Agadir bay, Morocco	<i>Perna perna</i> , <i>Mytilus galloprovincialis</i>	AChE	Najiimi <i>et al.</i> , 1997
Israel coast	<i>Donax trunculus</i>	Catalase, SOD, lipid peroxidation Imposex	Angel <i>et al.</i> , 1999 Rilov <i>et al.</i> , 2000
Israel coast	<i>Stramonita haemastoma</i>	Imposex	Rilov <i>et al.</i> , 2000
Italian coast	<i>Donax trunculus</i>	Imposex	Terlizzi <i>et al.</i> , 1998
Ebro Delta, Spain	<i>Procambarus clarkii</i>	AChE, BchE	Escartin and Porte, 1996
Catalan coast, Spain	<i>Bolinus brandaris</i>	Imposex, hormone levels	Morcillo and Porte, 1999

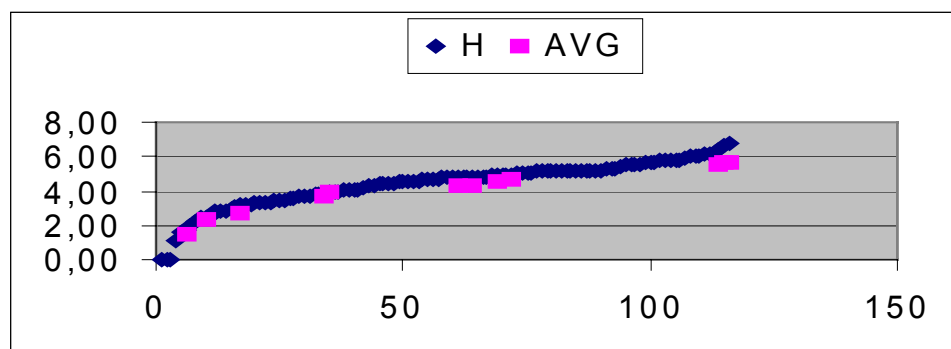
## B. Experimentally exposed specimens to various pollutants in the laboratory.

Indicator organism	Biomarker *	References
<i>Carcinus aestuarii</i>	EROD, reductase enzymes, AChE, BChE, DNA strand breakage, S.L.I., S.G.I.	Fossi <i>et al.</i> , 1996
<i>Cyprinus carpio</i>	VTG, P450, EROD, CYP1A, cytochromes, GST, GPX, antioxidant enzymes	Sole <i>et al.</i> , 2000a
<i>Dicentrarchus labrax</i>	cDNA encoding for P450 1A	Stien <i>et al.</i> , 1998b
<i>Aphanius iberus</i>	HPS70	Varó <i>et al.</i> , 2002
<i>Ruditapes decussatus</i>	MTs, 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 and Porte, 1996

\* EROD: ethoxyresorufin-O-deethylase, MTs: metallothionein content, GST: glutathione S-transferase, GPX: glutathione peroxidase, AChE: acetylcholinesterase, BChE: butyrylcholinesterase, ChE: cholinesterase, NSE: non-specific esterase activity, NR: intralysosomal accumulation of neutral red, MXRtr: multidrug resistance-mediated transporter, S.L.I.: somatic hepatopangreas index, S.G.I.: somatic gill index VTG: vitellogenin, HSP70: heat stress protein 70, SOD: super-oxide dismutase.

**Community Level: Case Studies****Community diversity Shannon-Wiener (H)**

As mentioned in the description of the proposed indicators, community diversity ranges with community type and methodology used (sampling area, mesh size, taxonomic accuracy level). However, based on the distribution of H in 116 sites all over Greece, at a standard sampling unit (0.1m<sup>2</sup>), an arbitrary division was derived regardless of community type (Figure 7). Certainly community diversity is lowered by severe pollution stress compared with control areas or years. Values lower than 1,50 bits per unit have been calculated at the badly polluted areas of Saronikos Gulf (class I), between 1,5 and 3 for highly polluted areas of Thermaikos and Saronikos (class II), 3-4 for moderately polluted (class III) areas, 4-4,6 for transitional zones (class IV) and over 4,6 for normal zones (class V). The maximum values of H (class V) coincide with the pristine areas of Sporades marine park, Kyklades plateau, Rhodes isl., Ionian Sea and Petalioi Gulf Aegean): 6,81 bits per unit. Thus, using H, five classes of ecological status can be defined for the Greek coastal waters and a pristine area.



**Figure 7. Distribution of community diversity (H) over 116 Greek sites. AVG: H/0.1m<sup>2</sup> (after Zenetos and Simboura, 2001)**

An even more precise division, yet somewhat arbitrary, has been suggested by Simboura and Zenetos (2002), if the variance due to community factor is eliminated. This is based on long experience of the authors in closed gulfs (Saronikos, Thermaikos): in muddy/sandy



substrata. This assessment of ecological quality status according to community diversity (Box 2) is further supported by literature in other Mediterranean areas and refers to closed ecosystems, and to estimated values as means per 0.1m<sup>2</sup>.

Box 2: Ecological quality classes according to community diversity in closed gulfs (sandy/muddy community types).

bad:	$H \leq 1,5$ : Azoic to very highly polluted –examples from Elefsis Bay, Thessaloniki
poor:	$1.5 < H \leq 3$ : highly polluted – examples from Saronikos, Thermaikos
moderate:	$3 < H \leq 4$ : moderately polluted
good:	$4 < H \leq 5$ : for transitional zones
high:	$H > 5$ : reference sites

### Case study: oil spill accident

Table 37

Mid term effects of an oil spill on the macrozoobenthic species variety  
Source: NCMR, 2001

Indicator of impact	Before the oil spill (reference values)	1 month after	4 months after	8 months after
<b>S (number of species)</b> At the site of the accident (S. Evvoikos G.) (32m depth)	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>

### Case study: dumping

An example of the effects of dumping on benthic communities within the Mediterranean follows below (Table 38).

Table 38

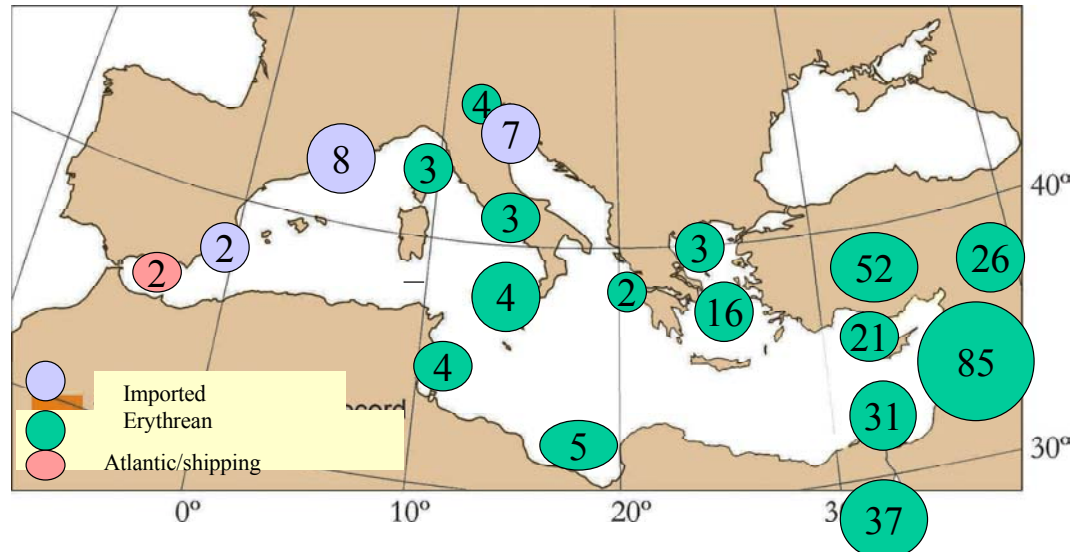
Definition and range of suggested indicators as a result of dumping  
Source: NCMR, 1998

DUMPING	Area	S (number of species per surface unit)	N/m <sup>2</sup> Density mean	H Mean	J Mean
Coarse mine wastes	N. Evvoikos Gulf, Greece	30 (0.2 m <sup>2</sup> )	1797	3.76	0.78
Reference values		70 (0.2 m <sup>2</sup> )	1585	5	0.87

### Case study: number of molluscan exotics

Oyster farming in Mediterranean coastal waters (Adriatic, Etang de Thau) is held responsible for many non-indigenous species in the area (Ribera and Boudouresque 1995). Some invaders have displaced native species locally, some are considered pests or cause nuisance, whereas other invaders are of commercial value. The tropical alga *Caulerpa taxifolia* was recorded for the first time in the western Mediterranean in 1984. It contains a toxin, which may hinder the growth of other organisms. Its rapid expansion in the basin, its distribution and ways of stopping its further spread have been the subject of many research projects, workshops and discussions. According to recent observations, it has now reached the Adriatic and threatens the eastern Mediterranean (UNEP, 1998).

The rate of marine biotic invasions has increased in recent decades; collectively they have significant ecological and economic impacts in the eastern Mediterranean. However, at variance with other invaded seas, the invasion into the eastern Mediterranean has increased the region's biodiversity. An example is exhibited with the mollusca (Figure 8)



**Figure 8. Distribution of exotic mollusca in the Mediterranean up to December 2000: Indo-Pacific origin (green), Atlantic (pink) and introduced via aquaculture (grey).**  
Source: CIESM ([www.ciesm.org/atlas/](http://www.ciesm.org/atlas/))

## 11. CONCLUSIONS

Overall, it can be concluded that, at least at the community level, there is a lot of data collected either through impact studies or in the frame of nationally/internationally funded research projects across the Mediterranean Sea. These data have been utilized independently, incoherently and forgotten.

Of the indicators described, some (molecular, genetic, physiological) are still under the investigation stage, others are widely applied in Environmental Impact Studies, and others (involving technological development) are presently used as tools for mapping sensitive habitat types. Although they all are promising valuable tools, further work is needed before they are embedded in national and/or conventional monitoring systems.

Bearing in mind that the ultimate objective is to maintain the Ecological Quality high, that is high biological diversity in developing the ecological quality indicators, once a methodology is standardized, a scaling system should be defined for each one separately. Only then will indicators become valuable tools to managers/stakeholders, who can thus evaluate environment performance of their policies and act accordingly. For example:

Indicator: abundance of sensitive taxa.

Objective of developing: it is to keep high abundance and species variety of sensitive taxa.

Why? Because when sensitive taxa disappear it means having serious problem: disturbance to pollution.

How do we measure it? And how do we classify a given community/habitat/ecosystem as having bad, poor, modest, good or high quality?

The idea is correct but the ranges are missing. Which brings us back to data availability.

Data availability is indeed a primary criterion for further development of an indicator. In this sense, although human capacity is well at place in many Mediterranean countries, a lot more research is needed on molecular to organismic level indicators before methodology is standardized, results are produced, indicators are tested, and ranges are defined. Data on some populations (birds, mammals) is partly available through reports of UNEP, GFCM, EU funded projects, networks (i.e. Posidonia). However, this is not quantified to the degree required so that ranges for different ecological quality classes are defined.

On the other hand detailed data sets on benthos (phytobenthos, zoobenthos), and less on meiobenthos, community diversity and structure exist, though they are not directly accessible to the scientific society or public. However, as this data is derived on the basis of national monitoring and assessment programmes, for the moment knowledge of and experience with the use of these variables is limited. Although it is yet too early for solid conclusions on the usefulness of these variables as indicators of ecological quality at the regional level, the results of testing in different areas within the Mediterranean Sea is promising. Data holders in Research Institutes and Universities throughout the Mediterranean need to sit together and look at these data from other perspectives (validate, test them).

Under the EU Marine Strategy the EMMA (European Marine Monitoring and Assessment) group has been set up. The group will look at the similarities between work being carried out for WFD purposes and work taking place within the marine conventions. The first meeting of this group takes place in October 2003.

## **12. THE WAY FORWARD**

There is a need of basic information. The existing data concerning biodiversity must be located. Coordination between the data holders of different data sets (phytoplankton, phytobenthos, zoobenthos) is needed so that experts reach a consensus on the best indicators and possibly ranges, primarily based with data at hand. Moreover, a trans-Mediterranean forum of experts, per research field, should decide and propose monitoring strategies per indicator that is:

- Appropriate methodology in collecting and analyzing the data.
- Appropriate spatial and temporal scales for monitoring.
- Storage and assessment of data and scales of reporting.

The above steps could be materialized either in the framework of existing for i.e. the marine algae group of UNEP/MAP or through a series of dedicated workshops for this scope. The output of such workshops will be the step forwards an integrated environmental approach that is one that cares about high sustainable biological diversity.

### 13. DEFINITIONS

**Biomonitoring:** The use of biological responses of selected organisms for environmental monitoring.

**Coastal water** means surface water on the landward side of a line every point of which is at a distance of one nautical mile on the seaward side from the nearest point of the baseline from which the breadth of territorial waters is measured, extending where appropriate up to the outer limit of transitional waters

**Community** is used as a biological term in the text as synonymous to species assemblage.

**Dumping**, as defined by the Barcelona Convention protocol, is any deliberate disposal or storage of wastes or other matter on the seabed or in the marine subsoil from ships or aircraft.

**Ecological Quality (EcoQ) = Ecological status.** As an overall expression, Ecological Quality could be expressed as a number of parameters or variables describing the physical, chemical and biological environment of a marine ecosystem. Each of these parameters or variables constitutes an element of the overall expression of Ecological Quality. We will denote these as **Ecological Quality Elements**, abbreviated as **EcoQs**

**Ecological Quality Objectives (EcoQOs) = Ecological Quality Elements:** Parameters or variables describing the physical, chemical and biological environment of a marine ecosystem. EcoQO is the desired level of EcoQ relative to the reference level.

**Habitats** (natural habitats as defined by the Council directive 92/43/EEC) means terrestrial or aquatic areas distinguished by geographic, abiotic and biotic features, whether entirely natural or semi-natural.

**Infralittoral** zone is defined as the vertical extent of the benthic domain which is compatible with the existence of marine phanerogams or photophilous algae (Peres, 1967).

**Key-species** are those species that contribute to the architectural, trophic and functional complexity of a marine ecosystem. This includes taxa of great heritage value as for instance: rare, endemic, threatened, biogenic building, keystone or emblematic species.

**Imposex:** the development of male characters in females known to occur in prosobranch gastropods.

### 14. ACRONYMS and web sites

BIOMARE: Implementation and networking of large scale long term Marine Biodiversity research in Europe (<http://www.biomareweb.org>)

BLUE PLAN (<http://www.planbleu.org>)

CBD: Convention on Biological Diversity

CFP: Common Fisheries Policy

CIESM: International Commission for the Scientific Exploration of the Mediterranean Sea (<http://www.ciesm.org>)

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

DPSIR: (Driving forces-Pressure-State-Impact-Response) framework

EcoQOs: ecological quality objectives

EEA: European Environmental Agency

EEZ: Exclusive Economic Zone

EIA: Environmental Impact Assessment

EIONET: European Environment Information and Observation Network  
 (<http://eea.eionet.eu.int>)  
 ERMS: European Register of Marine Species (research project)  
 (<http://www.erms.biol.soton.ac.uk>)  
 ETC/MCE: European Topic Centre for Marine and Coastal waters (1997-2000)  
 ETC/WTR: European Topic Centre for Water  
 EuroGOOS: ([www.eurogoos.org](http://www.eurogoos.org))  
 EUROSTAT: Statistical Office of the European Commission:  
 (<http://europa.eu.int/comm/eurostat>)  
 FAO (the UN Food and Agriculture Organization)  
 HELCOM: (Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission)  
 ICCAT: International Commission on the Conservation of the Atlantic Tunas  
 ICES: International Council for the Exploration of the Sea (<http://www.ices.dk>)  
 ICZM: Integrated Coastal Zone Management  
 IRF: Inter Regional Forum (EEA)  
 JRC-ISPRA Joint Research Centre/Space Application Institute.  
 OECD: Organization for Economic Co-operation and Development: (<http://www.oecd.org>)  
 OSPAR Convention: Convention on the protection of Marine Environment of the North- East Atlantic (<http://www.ospar.org>) (<http://www.helcom.fi/>)  
 SDI: Sustainable Development Indicators  
 SDRS: Sustainable Development Reference System  
 WFD: Water Framework Directive  
 For the conservation of *Monachus monachus*: (<http://www.monachus.org>)  
 NATURA 2000, habitat types (<http://www.europa.eu.int/comm/environment/nature/hab-en.htm>)  
 Protected areas of Europe  
 (<http://www.europa.eu.int/comm/environment/nature/spa/spa.htm>)  
 ([www.ossmed.org](http://www.ossmed.org)). The Observatory of Mediterranean Sea has put a permanent forum about "Marine Protected Areas of Mediterranean Sea" into motion.  
 Red books on species and habitats of European Concern:  
 (<http://www.mnhn.fr/ctn/redlist.htm>).

## 15. REFERENCES

- Angel, D.L., U. Fiedler, N. Eden, N. Kress, D. Adelung 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.
- Anon. (1996). Dead dolphins contaminated by toxic paint. *New Sc.*, ivol. 149, no. 2012, p. 5.
- Anonymous (2000). *Environmental Quality Criteria. Coasts and Seas*. Swedish Environmental Protection Agency, Report 5052. pp 138.
- Argyrou, M., Demetropoulos, A. & Hadjichristophorou, M. (1999) Expansion of the macroalga *Caulerpa racemosa* and changes in soft bottom macrofaunal assemblages in Moni Bay, Cyprus. *Oceanologica Acta* 22: 517-528.
- 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 (Méditerranée Nord-Occidentale) sur le zoobenthos des substrats durs superficiels. *Les Journées de la thermo-ecologie Institut Scientifique et technique des pêches maritimes*. 14-15 November, 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 côte Algérienne. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 36: 354.
- Bakalem, A. (2001b). Diversité de la macrofaune des sables fins de la côte Algérienne. *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 plankton of the Southern Irish Sea. *Mar Pollut. Bull.*, 36(10): 764-774.
- Beaubrun, P. (1994). *Stato delle conoscenze 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 Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives*. Musée 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). Données nouvelles sur des éléments du macro benthos marine de Tunisie. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*, 36, 358.
- Berger, W.H. & Parker, F.L. (1970). Diversity of planktonic 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, C.M., van Dam, CJFM, Schippers, A.C., van der Wielen, P. & Wiersinga, W. (2001). Met de Natuur in Zee, rapportage project "Ecosyeemdoelen Noordzee", kennisfase. Expertisecentrum LNV, Wageningen: 1-130.

BLUE PLAN (2000). *130 Indicators for sustainable development in the Mediterranean region*. UNEP/MAP, Mediterranean Commission on Sustainable development. (<http://www.planbleu.org>).

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.

Boudouresque, C-F., M.A. Ribera 1994 Les introductions d'espèces végétales et animales en milieu marin – conséquences écologiques et économiques et problèmes législatifs. First International Workshop on *Caulerpa taxifolia* Boudouresque C.F., Meines A. & Gravez, V., edit., GIS Posidonie publ., Fr. 29-102.

Bourcier, M. and H. Zibrowius (1972). Les « boues rouges » deversées 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, M.J., 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.
- 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 peuplements macrophytobenthiques le long d'un gradient d'eutrophication (Golfe de Maliakos Mer Egée, Grèce). *Oceanol. Acta*, 18 (6): 649-658.
- 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, K.R. & Warwick, R.M. (1994) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth: 1-144.
- Clarke, K.R. and Warwick, RM. (1999). The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 184, 21-29.
- 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, D.W. (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.
- 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.
- EEA, draft. *Report on Europe's biodiversity*.
- EEA, (1999a). *State and pressures of the marine and coastal Mediterranean environment*. Environmental assessment series, No 5, 137p.
- EEA, (1999b). *Environmental Indicators: Typology and Overview*. European Environment Agency. Technical Report No 25. Copenhagen. 19p.
- EEC (2000). Council Directive for a legislative frame and actions for the water policy, 2000/60/EC, *Official Journal of the E.C.* 22/12/2000.
- EEA (2001) - Marine Conventions Joint Workshop on Indicators, JRC/Space Application Institute – Ispra, 14-15 June 2001.
- EEA (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). Technical report No.. (in press).

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.

EROS, 2000. European River/Ocean System, Sheet No. 94E INCO - INTERNATIONAL COOPERATION.

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.

Fernandez de Puellas, M.L., D. Gras and S. Hernandez-Leon. (2003). Annual Cycle of Zooplankton Biomass, Abundance and Species Composition in the Neritic Area of the Balearic Sea, Western Mediterranean. P.S.Z.N., *Mar. Ecol.*, 24(2): 123-139.

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 Méditerranéenne*. 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.

Galil, B.S. and A. Zenetos, 2002. A sea change – exotics in the eastern Mediterranean. pp325-336 In: E. Leppakoski *et al.*(eds) *Invasive Aquatic Species of Europe*, Kluwer Academic Publishes, Netherlands, 583pp.

Gibbs, P.E. (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.

Glemarec, M. and C. Hily (1981). Perturbation apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portaires. *Acta Oecologica, Oecologica Applic.* 2(2): 139-150.

Gollasch, S. and S. Raaymakers (2003) Harmful aquatic organisms in ballast water. ICES/IOC/IMO Study Group on Ballast Water and other Ship Vectors (SGBOSV) submitted to MARINE ENVIRONMENT PROTECTION COMMITTEE on 23 May 2003, 49th session. MEPC 49/2/21.

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. (2003). Habitat loss with emphasis on the marine coastal environment Communicant at the IASON Conference on “*Sustainable Marine Ecosystems in the Mediterranean and Black Sea*” Thessaloniki, May, 2003.

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 perturbé: le port de Jijel (est Algerien). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*, 36: 389.

Grimes, S. and Gueraini, C. (2001b). Etat de référence 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, K.G., 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 *Ruditapes 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, S.E. (1999). *GONZ III, graadmeter ontwikkeling Noordzee; Infaunal trophic Index (ITI) & Structuur macrobenthos gemeenschap (verhouding r- en K- strategien) 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.
- ICES (2000). *Report of the working group on ecosystem effects of fishing activities*. ICES Copenhagen: 1-93.
- 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.
- Kovalev, A. V., V. A. Skryabin, Yu. A. Zagorodnyaya, F. Bingel, A. E. Kideys, U. Niermann, Z. Uysal, (1999). The Black Sea Zooplankton: Composition, Spatial/Temporal Distribution and History of Investigations. *Tr. J Zoology*, 23: 195-209.
- Lampadariou, N., Austen, M.C., 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.
- Lambhead, 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.
- Lavaley, MSS (2000). Biodiversiteit van het macrobenthos van het NCP en trendanalyse van enkele macrobenthos soorten. In: Lavaley MSS, Lindeboom HJ & Bergman MJN (eds) *Macrobenthos van het NCP*, rapport ecosysteendoelen Noordzee. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg: 5-25.
- Leppakoski, E. O. (1975) Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish water environments. *Acta Acad. Abo. (Ser. B)*. **35**, 1-90.
- 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, M.G., 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.
- MedWaves, 1997, French N° 34, pp 11-13.
- 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.
- Miles, A. & Price, N., 2002. Classifying the ecological quality of transitional waters using benthic macroinvertebrates (soft sediment communities). Environment Agency of England & Wales , R & D Project: E1-116.
- 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.
- Najiimi, 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, O.S., 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, 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science*, 2(2): 45-65.
- 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. Chrysovergis (1998). Végétation benthique des côtes est de l'Attique (mer Egée, Grèce). *Mésogée*, 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.
- Patrioti, G. 1984. Aperçu sur la structure des populations zooplanctoniques de la zone portuaire et du golfe de Fos-sur-mer. *Tethys*, 11(2): 155-161.
- 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. and Picard, J. (1958). -Recherches sur les peuplements benthiques de la Méditerranée Nord-Orientale. *Ann. Inst. Oceanogr.*, 34, 213-281.
- Peres, J.M. and Picard (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stn. mar. Endoume*, 31(47), 137 p.
- Peres, J.M. and 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, R.H. & 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.
- 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 harbour 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, M.A. and Boudouresque, C.F. (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., Seltenrich, 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 stigmatæus* in Elkhorn slough, Moss Landing harbour and nearshore Monterey Bay, California. *Environmental Pollution*, 84: 179-188.

Rilov, G., Gasith, A., Evans, S.M., 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, J.D., Cardell, M.J. (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.

Rutzler, K. (1976). Ecology of Tunisian commercial sponges. *Tethys* 7(2-3): 249-264.

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, J.I., & González-Oreja, J.A. (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 terrigène côtière soumis à 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.
- Scotto di Carlo, B. and A. Ianora, 1983. Standing stocks and species composition of Mediterranean zooplankton. *UNESCO Rep.mar.Sci.*, 20: 59-69.
- 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. and A. Nicolaidou, (2001). *The Polychaetes (Annelida, Polychaeta) of Greece: checklist, distribution and ecological characteristics*. Accepted for publications in: *Monographs on Marine Sciences*, Series no 4. NCMR. 115pp.
- 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". *Mediterranean Marine Science*.
- Simboura, N. and A. Zenetos, 2002. Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Coefficient. *Mediterranean Marine Science*. 3/2: 77-111.
- 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.
- Siokou-Frangou, I., and E. Papathanassiou, 1991. Differentiation of zooplankton populations in a polluted area. *Mar.Ecol.Prog.Ser.*, 76: 41-51.
- Siokou-Frangou, I., G. Verriopoulos, C. Yannopoulos and M.Moraitou-Apostolopoulou, 199?. Differentiation of zooplankton communities in two neighbouring shallow areas. Pp 87-97 In: *Biology and Ecology of Shallow coastal areas 28<sup>th</sup> EMBS*, (ed A. Eleftheriou), Olsen & Olsen, Denmark.
- Skoufas, G., M. Poulicek and C.C. Chintiroglou (1996). Étude préliminaire de la biométrie d'Eunicella singularis (Esper, 1794) (Gorgonacea, Anthozoa) à la Mer Egée. *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, J.W., Blaevoet, A., Ghilini, S., Bartocci, J., Horvat, M. (1996). Contamination of Mediterranean (Cote 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.
- Tsirsis, 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.
- UNEP (1981). *Rapport de la première réunion du groupe de travail sur la coopération scientifique et technique pour le MedPol*. UNEP/WG.62/7.
- UNEP RAC/SPA. (1997a). *Critical habitats and ecosystems, and endangered species in the Mediterranean Sea*. Tunisia, pp 52.
- UNEP RAC/SPA. (1998b). *Interaction of fishing activities with cetacean populations in the Mediterranean Sea*. UNEP (OCA)MED WG 146.4, Arta, Greece, pp. 27.
- UNEP RAC/SPA. (1998c). *Review and analysis of the available knowledge of marine turtle nesting and population dynamics in the Mediterranean*. Arta, Greece, pp. 28.
- UNEP RAC/SPA. (1999a). *Status of Mediterranean monk seal populations*. pp. 60.

- UNEP RAC/SPA. (1999b). *Draft revised action plan for the conservation of Mediterranean marine turtle*. Malta, pp. 8.
- UNEP RAC/SPA. (1999c). *Interaction of Marine Turtles with Fisheries in the Mediterranean*. pp. 60.
- UNEP RAC/SPA. (1999d). *Draft action plan for the conservation of marine vegetation in the Mediterranean Sea*. Malta, pp. 8.
- UNEP (1998). *Report on the workshop on invasive Caulerpa species in the Mediterranean*. MAP workshop, Heraklion, Crete, Greece, 18-20 March 1998. UNEP (OCA)/MED WG. 139/4 16p.
- UNEP/RAMOGÉ (1999). *Manual on the biomarkers recommended for the MED-POL biomonitoring programme*. UNEP/MAP, Athens, pp. 92.
- UNEP (1999). *Draft reference list of species for the selection of sites to be included in the national inventories of natural sites of conservation interest*. Athens, Greece, pp. 4.
- UNEP/IUCN (1994). *Technical report on the state of cetaceans in the Mediterranean*. MAP Technical Reports Series No 82. UNEP, RAC/SPA, Tunis, pp. 37.
- UNEP-RAC/SPA. (1998a). *Cetacean populations in the Mediterranean Sea: evaluation of the knowledge on the status of species*. UNEP (OCA)MED WG 146.3, Arta, Greece, pp. 46.
- 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). Conséquences 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, R.M. & Clarke, K.R. (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.
- Wilson, J. G. (1994). The role of bioindicators in estuarine management. *Estuaries*. 17, 94-101.

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.





**PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT  
PLAN D'ACTION POUR LA MEDITERRANEE**

---



**MED POL**

**LIGNES DIRECTRICES POUR L'ELABORATION D'INDICATEURS  
D'ETAT ECOLOGIQUE ET DE REDUCTION DU STRESS**



**No. 154 de la série des rapports techniques du PAM**

**PNUE/PAM**

---

**Athènes, 2004**





## **AVANT-PROPOS**

Les États riverains de la mer Méditerranée, conscients de leur obligation de préserver et développer la région de manière durable, et reconnaissant la menace que fait peser la pollution sur le milieu marin, sont convenus, en 1975, de lancer un Plan d'action pour la protection et le développement du Bassin Méditerranéen (PAM) sous les auspices du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et, en 1976, de signer une Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution (Convention de Barcelone). La Convention est entrée en vigueur en 1978 et a été modifiée en 1995.

Reconnaissant que la pollution provenant d'activités et de sources situées à terre avait le plus fort impact sur le milieu marin, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone ont signé en 1980 un Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique (Protocole "tellurique"). Le Protocole est entré en vigueur en 1983 et il a été révisé en 1996 de manière à mieux couvrir les sources de pollution et activités industrielles et à élargir son champ d'application en y englobant le bassin hydrologique.

Un Programme d'actions stratégiques (PAS MED) visant à combattre la pollution due à des activités menées à terre, qui représente l'adaptation régionale des principes du Programme d'action mondial (GPA) du PNUE destiné à lutter contre les activités polluantes basées à terre, a été adopté par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone en 1987, dans le prolongement des dispositions du Protocole "tellurique" révisé. Le PAS MED recense les principaux problèmes de pollution de la région, indique les mesures possibles pour y remédier, évalue le coût de ces mesures et établit un plan de travail assorti d'un calendrier d'application.

Pour aider les pays méditerranéens à mettre en œuvre le PAS MED dans le long terme, et en particulier à formuler, adopter et appliquer des Plans d'action nationaux (PAN), un Projet FEM d'une durée de trois ans intitulé "Détermination des actions prioritaires pour la poursuite de l'élaboration et de la mise en œuvre du Programme d'actions stratégiques pour la mer Méditerranée" a été mis à exécution par le PAM, et en particulier par le programme MED POL, les Centres d'activités régionales du PAM et l'OMS/EURO. Le Projet se compose de nombreuses activités qui comportent, entre autres, la préparation de lignes directrices régionales et de plans régionaux dont l'objet principal est de guider et d'aider les pays à atteindre les objectifs de réduction de la pollution spécifiés dans le PAS MED.

Le présent document s'inscrit dans les publications de la Série des rapports techniques du PAM qui comprennent tous les ensembles de lignes directrices et plans régionaux établis dans le cadre du Projet FEM pour la mise en œuvre du PAS MED.



**LIGNES DIRECTRICES POUR L'ÉLABORATION  
D'INDICATEURS DE L'ÉTAT ÉCOLOGIQUE ET DE RÉDUCTION DU  
STRESS**

**TABLE DES MATIÈRES**

	Page
1. INTRODUCTION.....	1
2. BUTS DU RAPPORT.....	2
3. ÉTAT DE LA BIODIVERSITÉ EN MÉDITERRANÉE .....	2
4. MODIFICATIONS DES ÉCOSYSTÈMES DUES AUX IMPACTS D'ORIGINE ANTHROPIQUE .....	6
5. CADRES ACTUELS D'ÉLABORATION D'INDICATEURS ENVIRONNEMENTAUX.	9
6. PROGRÈS ACCOMPLIS DANS L'ÉLABORATION D'INDICATEURS BIOLOGIQUES DE QUALITÉ ÉCOLOGIQUE POUR LES EAUX MARINES ET CÔTIÈRES .....	12
7. VUE GÉNÉRALE DE L'ÉLÉMENT BIOLOGIQUE: DU GÈNE À L'ÉCOSYSTÈME .....	15
8. DESCRIPTION DES INDICATEURS DESTINÉS À L'ÉVALUATION DE L'ÉTAT ÉCOLOGIQUE ET DE L'IMPACT .....	35
9. INDICATEURS SELON LES ACTIVITÉS HUMAINES EN MÉDITERRANÉE .....	62
10. ÉVALUATION DE LA QUALITÉ ÉCOLOGIQUE EN MÉDITERRANÉE AU MOYEN D'INDICATEURS BIOLOGIQUES .....	71
11. CONCLUSIONS.....	78
12. LES PROCHAINES ÉTAPES .....	79
13. DÉFINITIONS.....	80
14. ACRONYMES et sites web.....	81
15. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....	82



## 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 travail ci-dessous 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 dans les 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;
- un traitement suffisant 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 limitations de son utilisation;
- L'identification des sources de données pertinentes pour chaque indicateur, si elles sont disponibles;
- La mention 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 résidant 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 se trouvant 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 puisque l'inventaire de nouvelles espèces ne cesse de se poursuivre, 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
<i>Escargots, bivalves, seiches et pieuvres</i> (Mollusques)	2000	Sipunculien	33
Étoiles de mer et oursins (Echinodermes)	154	Brachiopodes	15
Amphipodes	451	Pogonophores	1
Décapodes	340	Phoronidiens	4
Isopodes	165	Hemichordés	5
Anisopodes	43	Tuniciers	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 qu'en 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 individus/m<sup>3</sup> au sud de Chypre et 898 individus/m<sup>3</sup> dans la mer des Baléares (Siokou-Frangou, 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 individus/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**

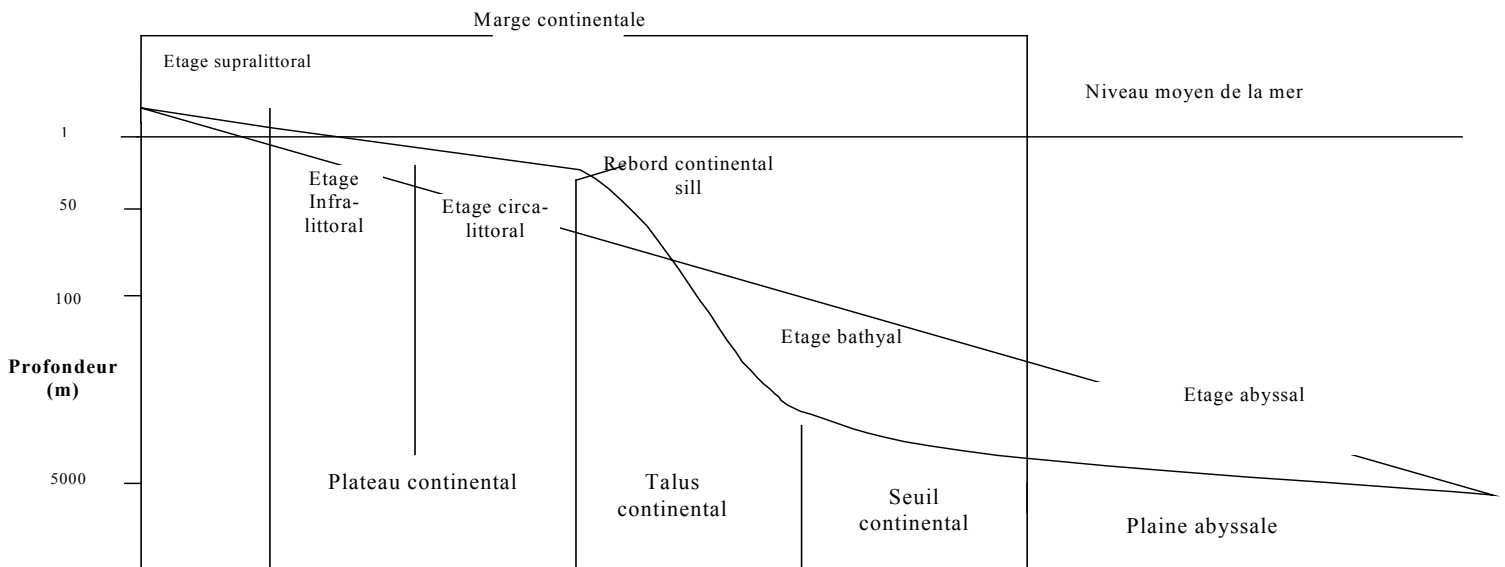
	Rapport Ouest/Est
Production primaire	3,3/1
Production bactérienne	1,8/1
Production de poisson	2,7/1

### *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 par Peres 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 démographique, 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;
5. la perte d'habitats.

#### 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). Les indicateurs ayant trait à l'évaluation du niveau de contamination par l'étude des coliphages dans les eaux, les sédiments et les organismes sortent du cadre de la présente étude.

### **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 (spatiale, temporelle). 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 stressors 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).

### **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. Les mesures des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sédiments et les organismes marins sont incluses dans le programme de travail que le MED POL a mis en œuvre dans la plupart des pays méditerranéens depuis les années 1980.

### **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), cette exploitation étant toutefois plus intensive dans le nord de la Méditerranée. La surexploitation dans le nord de la Méditerranée 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.

### **Perte d'habitats**

La perte d'habitats côtiers suscite de vives préoccupations dans le monde entier. En dehors de l'érosion du littoral liée à une combinaison d'activités humaines comme la construction de barrages et les aménagements côtiers, les zones humides et les estuaires sont menacés par une utilisation concurrentielle de la bande littorale mais aussi des zones infralittorales, en particulier par la pêche au chalut. Les pertes économiques ainsi occasionnées sont substantielles, mais généralement pas reconnues comme telles. Il existe trois problèmes majeurs (Gray, 2003):

- dégradation des habitats - par les déchets anthropiques (pollution);
- perte d'habitats - conduit à une perte d'espèces et des fonctions qu'elles assument;
- homogénéisation des habitats - par ex. le chalutage convertit un grand nombre d'habitats en un seul.

Les données sur l'érosion en Méditerranée ont montré qu'on peut trouver 1500 km de côtes artificielles dans la zone maritime de l'UE (Îles Baléares, golfe du Lion, Sardaigne, mers Adriatique, Ionienne et Égée, avec une contribution essentielle de sports à cette artificialisation (250 km). Sur la base des données sur l'érosion du programme CORINE, environ 25% du littoral adriatique de l'Italie et 7,4% de la mer Égée manifestent une tendance évolutionniste à l'érosion (AEE, 1999a).

Un cas bien connu est celui du corail rouge *Corallien rubrum* (voir photo) qui fait l'objet d'une exploitation intensive. Cependant, sa dégradation est également attribuée à la baisse de la transparence de l'eau due à la pollution et à la turbidité.

Parmi les autres cas notoires en Méditerranée figurent la perte d'habitat de la datte de mer due à sa surexploitation, la mortalité massive des éponges (que l'on présume causée par des maladies) et celle des coraux de la Méditerranée occidentale, de l'Adriatique et du sud de l'Égée.

Si les habitats sont conservés, alors, habituellement, la plupart des espèces vivant au sein de ces habitats sont également conservées et c'est là probablement le moyen le plus simple de préserver la biodiversité. Cependant, c'est par la mosaïque qu'ils constituent que les différents

habitats côtiers sont importants: c'est pourquoi on les rassemble sous le terme collectif de "paysage terrestre" ou "paysage marin".



*Corallium rubrum (photo: C. Bratits)*

## 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).

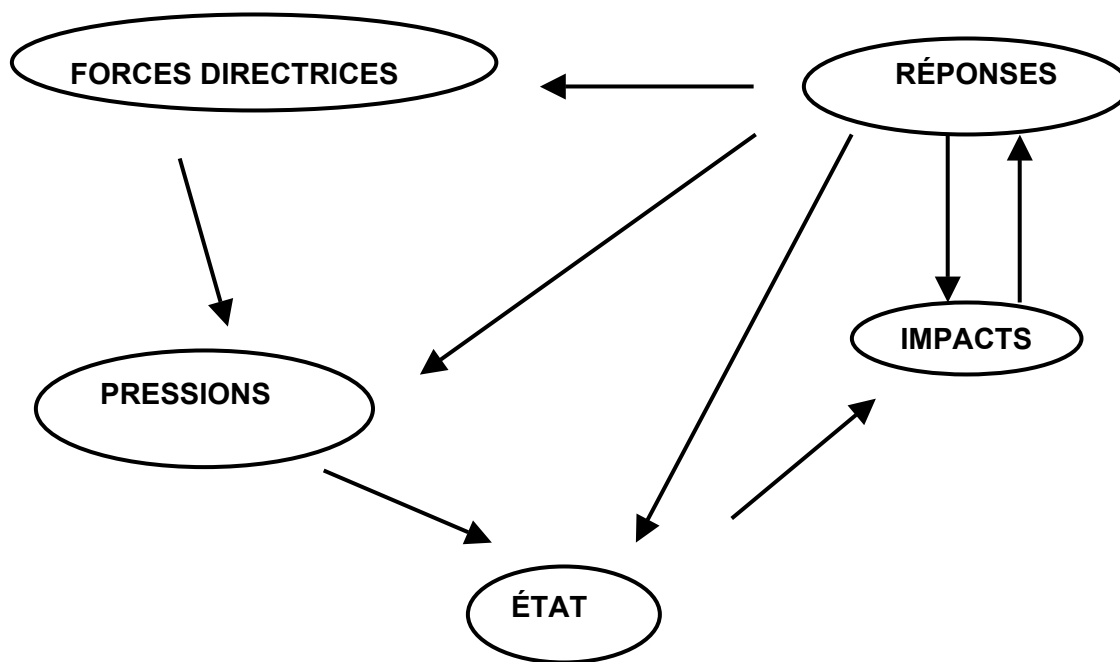
Les travaux de l'OCDE<sup>2</sup> sur les indicateurs environnementaux sont menés en étroite coopération avec les pays membres de cette organisation. Ils ont abouti à:

- 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.

<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)

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.

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 écosystémique dans la pêche.

#### **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 archives industrielles. 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)

Classe 1: Espèces/taxons cités	Class 3: Qualité des habitats
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
Classe 2: Étendue des habitats	
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, leur structure et leur fonction (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 de comparaison CAB (abondance-biomasse) 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, de la GIZC<sup>4</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 électronique 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 ingénieurs écologiques, et c) indicateurs génétiques et moléculaires de biodiversité.*

Récemment, une réforme de la politique commune de la pêche (PCP) visant à intégrer l'approche écosystémique 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.

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.

<sup>1</sup> HELCOM: Commission d'Helsinki, Commission de protection du milieu marin de la mer Baltique

<sup>2</sup> OSPAR: Convention Oslo-Paris sur la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord- Est

<sup>3</sup> La directive "habitats a trait aux types d'habitat Natura 2000

<sup>4</sup> GIZC: gestion intégrée des zones côtières

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>
-aune 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>Structure et fonction des communautés</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. VUE GÉNÉRALE DE 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 exemptes de contamination. Ces organismes ont, par exemple, servi à détecter les métaux en traces et les organochlorés (Danton et Burdon-Jones, 1981; Phillips, 1985).

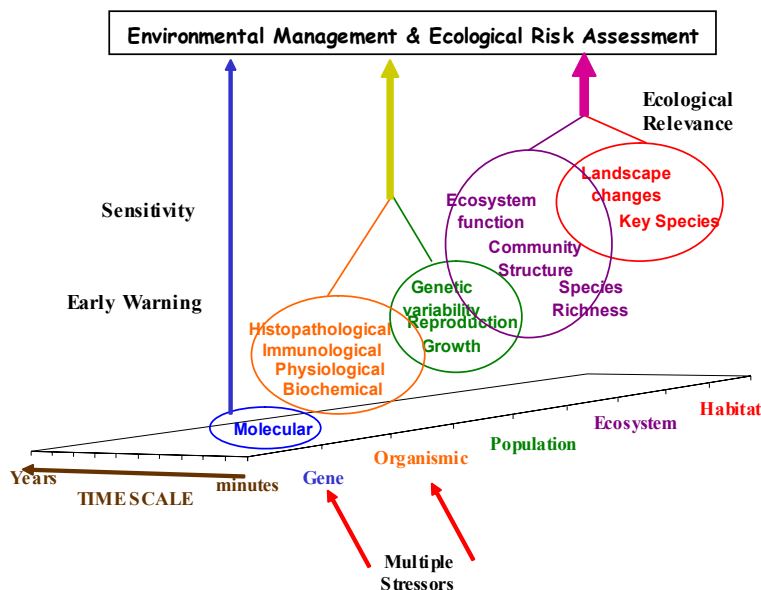
À partir d'une longue liste d'espèces appropriées proposées (PNUE, 1981), chaque pays méditerranéen a choisi sa propre batterie d'organismes dans le cadre du projet MED POL ainsi que pour les besoins de sa surveillance nationale. Les algues *Ulva* spp., *Enteromorpha* spp., la phanérogame *Posidonia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

La figure 3 présente de manière schématique les divers niveaux des organisations et groupements biologiques d'indicateurs à ces niveaux ainsi que les délais au bout desquels ces groupements sont suffisamment sensibles pour renseigner sur les objectifs de qualité écologique.



**Figure 3. Vue générale d'indicateurs biologiques (du gène à l'habitat) utilisés pour évaluer les objectifs de qualité écologique**

### 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 ARMM 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 biomoniteur 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 certaines isoenzymes particulières 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 encore à un stade préliminaire 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 stressés 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 de limitations 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 la défense de la cellule contre les agressions environnementales.

## **7.1 Protéines et enzymes**

Diverses protéines et enzymes ont fait l'objet d'investigations comme biomarqueurs potentiels de toute une série d'organismes différents (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.

### 7.1.1 Les oxydases à fonction mixte (OFM) («mixed function oxydases») 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.

Limitations: 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.

### 7.1.2. 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.

#### 7.1.2.1 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.

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

### 7.1.3 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.

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



#### 7.1.4 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.

#### 7.1.5 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/RAMOGÉ, 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.

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

#### 7.1.6 Antioxydants

Justification scientifique: les antioxydants sont induits par la production de radicaux oxy dans les cellules, à la suite de réponses médiatées 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.

#### 7.1.7 Cholinestérase

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

### 7.2. **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 transférases

Enzymes de la filière de biosynthèse de l'hème

Époxyde hydrolase et nombreuses autres enzymes époxyde

Vitellogénine.

Potentiellement, le mulot (*mugil cephalus*) est un bon organisme indicateur de sédiments contaminés. C'est un organisme sédentaire benthivore dont le contact avec le sédiment est directement favorisé par la présence de contaminants dans le milieu. L'utilisation de quelques indices biochimiques comme les OFM (oxygénases à fonction mixte), la SOD superoxyde dismutase), l'ADH (aldéhyde déshydrogénase) et des catalases offrent des outils de surveillance sensibles et spécifiques pour l'évaluation de la pollution de l'environnement.

### 7.3. Biomarqueurs immunologiques

La réponse et le fonctionnement du système immunitaire comprennent de multiples aspects. Chez de nombreuses espèces aquatiques, le système immunitaire est particulièrement sensible aux immuno-modérateurs, en particulier aux xénobiotiques. Leur métabolisme est sensible à des modifications qui pourraient servir d'indicateurs d'alerte précoce de stress et de toxicité. Des expérimentations récentes ont permis de relier la diminution de l'immunocompétence 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

Avantages	Restrictions
<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 stresser 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, le taux d'anticorps circulants activés par le lysozyme et l'histologie du tissu lymphoïde. 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 concerne 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, mais elles sont sensibles à des facteurs tels que la température, la manipulation, le transport, etc.

### **7.4. 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 causées 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 néoplasique 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 limitations sont mentionnés au tableau 9.

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 structurales et organisationnelles induites par le stress dans les cellules et les tissus (Moore et Simpson, 1992).

**Tableau 9**

**Avantages et limitations d'un recours aux marqueurs histologiques pour évaluer la qualité écologique**

Avantages	Limitations
<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>• Évaluation 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>

Tableau 10

Tronc commun de biomarqueurs proposé (Atelier PAM/PNUE, Athènes, mars 2003)

Biomarqueur	Observation	Enzymo/spectro	TYPE
Stabilité lysosomiale	μ		
Lipofuschine	μ		
AchE			*
BPH			*
Métallothionéines			*
GST			*
CAT			*
MDA			*
Stress sur stress			*
Activité macrophage	μ		*
Micronoyaux	μ		
EROD (F)			*
Facteurs aromatiques fluorescents (FAC) biliaires (F)			*

NOTE: Il est possible, parmi cette liste, de choisir d'établir des groupements.

Parmi les nombreux indicateurs potentiels à utiliser pour les objectifs de qualité écologique, RAMOGE/PNUE en a proposé deux 1999. Ce sont: a) l'activité des oxydases à fonction mixte (système OFM) et b) le niveau de métallothionéines (MT). Pour les détails, voir RAMOGE/PNUE, 1999

Tableau 11

Biomarqueurs complémentaires proposés à l'Atelier PAM/PNUE, Athènes, mars 2003

Biomarqueur	Observation Antibody, sonde	Enzymo/	CLPH/Electro.	TYPE
Peroxisome	μ	*		
MDR	*		*	
CYP	*		*	
Modification hormonale		*	*	
Sex ratio embryonnaire	*			
Succès reproductive	*			
Transduction signal	*		*	
Activité mitochondriale	*altération de l'ADN		*	*
Hsp				*
Altération gonadique	μ			*
Signaux d'apoptose				*
Paramètres sperme	μ	*		
Aromatase/Testostérone		*	*Enzyme de stress oxydante	*
VTG/VTG like		*		*

**Tableau 12**  
**Épreuves biologiques proposées à l'Atelier PAM/PNUE, Athènes, mars 2003**

Épreuves	Eau/ Colonne()	Eau interstitielle	Sédiment	Extraits chimiques	Type
Microtox	*	*		*	*
Algues	*	*			*
Mutatest/tox	*	*			*
Daphnie	*	*			*
Poisson	*	*		*	*
Sperme oursin de mer		*		*	*
Larves de mollusques		*			*
TEST DR-CALUX					*
TEST ER-CALUX					*
(): Applicable seulement avec des eaux fortement polluées					

### 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 ne 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 stressseurs 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 stressseurs peuvent induire directement ou indirectement des modifications de la variabilité génétique et de la fréquence de l'alléломorphisme 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. En dépit de cela, seules 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'alléломorphisme, 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 microsattellites 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 stresser, 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 13.

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 13**

**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 des espèces 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

APPARITION 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).

L'utilisation d'organismes indicateurs pour la détection des modifications d'origine anthropique apparaît séduisante aux gestionnaires de l'environnement dans la mesure où le terme d'indicateur présuppose généralement un lien avec les études de la pollution (Wilson 1994). La directive-cadre sur l'eau prescrit l'utilisation de "taxons sensibles aux perturbations" et de

"taxons indicateurs de pollution" dans sa définition de l'état écologique de la faune invertébrée benthique pour les eaux de transition et les eaux côtières.

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 (2002) ont réexaminé les principaux types de communauté de fonds meubles rencontrés en Méditerranée en ajustant le schéma bionomique classique des biocénoses décrit par Peres et Picard (1964) à la typologie européenne (voir tableau 14), 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 14**

**Types de communauté des fonds meubles proposés par Simboura et Zenetos (2002)**

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 détritits côtiers. C = coralligènes.

Type de communauté proposé	Définition Peres et Picard, 1964	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 (sables bien classés ou très peu profonds)
Sables grossiers plus profonds	SGCF	Sables grossiers dans des environnements à haute énergie
Sables plus profonds avec des détritits	DC	Sables plus profonds avec des fragments biogènes ou fonds à détritits 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.

NOMBRE D'ESPÈCES BENTHIQUES (ZOOBENTHOS, PHYTOBENTHOS)  
 NOMBRE ET ABONDANCE D'ESPÈCES EXOGÈNES (ZOOBENTHOS, PHYTOBENTHOS, ZOOPLANCTON, PHYTOPLANCTON)  
 PRÉSENCE ET SUPERFICIE DE MACROPHYTES BENTHIQUES  
 PRÉSENCE/ABONDANCE D'ESPÈCES/TAXONS BENTHIQUES (ZOOBENTHOS, PHYTOBENTHOS) SENSIBLES ET/OU OPPORTUNISTES  
 DIVERSITÉ DE LA COMMUNAUTÉ (H) (ZOOBENTHOS, PHYTOBENTHOS, ZOOPLANCTON)  
 INDICE BIOTIQUE: indice complexe incorporant des groupes écologiques (ZOOBENTHOS, PHYTOBENTHOS)  
 INDICE DE DISTINCTIVITÉ TAXINOMIQUE  
 INDICE DE POLLUTION (ZOOBENTHOS)  
 LÉGISLATION CONCERNANT DES ESPÈCES MARINES RARES, EN DANGER OU MENACÉES: TOUS LES TAXONS  
 COMPARAISON DES COURBES DE DOMINANCE (courbes CAB - comparaison abondance-biomasse-, statistiques W)  
 DISTRIBUTION LOG-NORMALE: ZOOBENTHOS  
 ABONDANCE GÉOMÉTRIQUE/RÉPARTITION PAR CLASSE DE TAILLE: ZOOBENTHOS:  
 RAPPORT ENTRE ESPÈCES SÉLECTIONNÉES DE STRATÉGIE «r» ET «K» (ZOOBENTHOS, PHYTOBENTHOS)  
 INDICE TROPHIQUE FAUNIQUE: sur la base de l'état trophique du zoobenthos

## COMMUNAUTÉS PLANCTONIQUES

### Phytoplancton

Les paramètres du phytoplancton directement liés à la disponibilité d'éléments nutritifs ainsi qu'aux conditions hydrographiques dans un écosystème donné sont largement utilisés pour définir le degré d'eutrophisation mais ne sont pas sensibles pour définir la faible qualité écologique due à d'autres stressseurs.

Parmi les indicateurs les plus souvent utilisés figurent:

- la production primaire: mesurée en  $gC/m^2\text{-an}$ ;
- la biomasse totale du phytoplancton qui est mesurée en concentrations de chlorophylle;
- l'indice de dominance (voir détails à la rubrique *Description d'indicateurs biologiques*).

### Zooplancton

Le zooplancton, étant le principal consommateur de la production primaire, constitue la source de nourriture pour les organismes des niveaux trophiques supérieurs. Les paramètres le plus souvent étudiés sont la biomasse, l'abondance et la composition en espèces. Cependant, comme ces paramètres sont influencés par les conditions hydrographiques et dépendent également de la saison, l'étude du zooplancton dans les zones côtières, au regard des paramètres ci-dessus, n'est pas jugée suffisante pour permettre de tirer des conclusions fiables sur la qualité écologique d'une zone donnée. En revanche, l'étude des changements de la composition en espèces en rapport avec les **tendances à long terme** dans l'océan est une

stratégie utilisée pour surveiller l'influence des **changements globaux** sur les communautés marines.

En plus des paramètres ci-dessus, d'autres paramètres du zooplancton utilisés de temps à autre comme indicateurs d'état ou d'impact sont:

- biomasse moyenne de la méduse *aurelia aurita* ( $\text{g m}^{-2}$ ) (indic. d'impact)
- nombre total d'espèces: les études quantitatives du zooplancton décrivant, entre autres, la répartition spatiale des principales espèces de copépodes en Méditerranée occidentale **n'ont pas mis en évidence de différences importantes** dans la structure des communautés planctoniques (Fernandez de Puelles *et al.*, 2003)
- nombre de copépodes neustoniques (famille des patellidès) ( $\text{ind m}^{-3}$ ) (indic. d'état)
- nombre de larves de polychètes sur la totalité du méroplancton (en %) ?
- production spécifique d'espèces zooplantoniques dominantes
- biomasse pélagique totale/biomasse benthique totale ??
- nombre et biomasse de *Noctiluca scintillans* sur la totalité du zooplancton (%).

Il faut bien avoir conscience que l'application 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 téledétection 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 téledétection 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.

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

### Liste d'indicateurs

Les tableaux ci-dessous (tableau 15, 16) récapitulent les indicateurs utilisés pour l'évaluation des objectifs de qualité écologique, qui seront décrits en détail au chapitre suivant. Le tableau 15 énumère un tronc commun d'indicateurs parmi ceux qui sont largement utilisés et appliqués avec succès aux niveaux local ou national à ce jour. Une liste d'indicateurs complémentaires (utiles mais de deuxième priorité), dont certains sont applicables à un niveau très local, est présentée sur le tableau 16.

**Tableau 15**

**Tronc commun d'indicateurs d'écosystème proposé**  
**(CC: applicable à plus groupes taxinomiques: PP=phytoplancton,ZP= zooplancton, PB=phytobenthos, ZB=zoobenthos) à l'Atelier PAM/PNUE (Athènes, mars 2003)**

Indicateur	Groupe taxinomique	Type d'indicateur
Modifications dans la population d'espèces clés	CC	Impact
Apparition d'espèces nuisibles (proliférations algales nuisibles, ou HAB)	Phytoplancton	Impact
Indice d'évaluation écologique (IEE) établi sur la base des macrophytes	Phytobenthos	État
Nombre d'espèces benthiques	CC (PB, ZB)	État
Indice de qualité écologique établi sur la base du zoobenthos (bentix)	Zoobenthos	État
Modifications dans l'aire de répartition de types d'habitats	CC	Impact

Table 16

**Jeu d'indicateurs complémentaires d'écosystème proposé à l'Atelier PAM/PNUE  
(Athènes, mars 2003)**

Indicateur	Expertise	Groupe taxinomique	Type d'indicateur
Nombre et abondance d'espèces exogènes		CC (PP,ZP,PB, ZB)	Impact
Diversité de la communauté		CC (PP,ZP,PB,ZB)	État
Indice de dominance		Cc (phytoplancton /zooplancton)	État
Présence d'espèces benthiques sensibles/opportunistes		CC	État
Présence de taxons zoobenthiques sensibles/opportunistes. <b>Également décrit comme indice de distinctivité taxinomique</b>		Zoobenthos	État
Comparaison des courbes de dominance		Zoobenthos	État
Distribution log-normale		Zoobenthos	État
Abondance géométrique /abondance des classes de taille		Zoobenthos	État
Rapport entre les espèces de stratégie "r" et de stratégie "K"		Zoobenthos	État
Indice trophique faunique		Zoobenthos	État
Indice de distinctivité taxinomique		Zoobenthos	État
Indice de pollution		zoobenthos	
Composition en espèces planctoniques - % de composition en groupes clés (nombre et biomasse). <b>Également décrit à l'indice de dominance</b>		CC (PP,ZP)	État
Total de la biomasse de phytoplancton (mg m <sup>-3</sup> )		Phytoplancton	État
Biomasse de chaque espèce phytoplanctonique (mg m <sup>-3</sup> )		Phytoplancton	Non
Densité de chaque espèce phytoplanctonique (cellules l <sup>-1</sup> )		Phytoplancton	Non
Succession saisonnière des espèces phytoplanctoniques clés (cellules l <sup>-1</sup> )		Phytoplancton	Non
Densité maximale annuelle (cellules l <sup>-1</sup> ) de chaque espèce phytoplanctonique proliférante <b>Décrit ci-dessus comme "Apparition d'espèces nuisibles" (HAB)</b>		Phytoplancton	Impact
Biomasse totale de zooplancton (mg m <sup>-3</sup> )		Zooplancton	État /sans
Nombre total d'espèces et composition en espèces		Zooplancton	Non
Nombre de copépodes neustoniques (famille des pontélidés (ind m <sup>-3</sup> ) <b>Voir également à Production spécifique d'espèces zooplanctoniques dominantes</b>		Zooplancton	État
Nombre de larves de polychètes sur la totalité du méroplancton (en %) Voir aussi à Production spécifique d'espèces zooplanctoniques dominantes		Zooplancton	?
Production spécifique d'espèces zooplanctoniques dominantes		Zooplancton	
Biomasse totale du phytoplankton/		Zooplancton	Eutrophisation
Biomasse pélagique totale/Biomasse benthique totale		Zooplancton	?
Biomasse moyenne de la méduse <i>Aurelia aurita</i> (g m <sup>-2</sup> ) <b>Voir aussi Production spécifique d'espèces zooplanctoniques dominantes</b>		Zooplankton	Impact

Nombre et biomasse de <i>Noctiluca scintillans</i> sur la totalité du zooplancton (en %) <b>Voir aussi à Production spécifiques d'espèces zooplanctoniques dominantes</b>	Zooplancton	
Production primaire totale (mg Corg m <sup>-2</sup> mois <sup>-1</sup> )	Macrophytes	État
Biomasse totale de macrophytes (mg m <sup>-2</sup> )	Macrophytes	
Biomasse d'espèces macrophytes dominantes (g m <sup>-2</sup> )	Macrophytes	État
Groupes clés: chlorophycées, rhodophycées, phaeophycées ( en % de la biomasse)	Macrophytes	
Genres clés (présence/absence) <b>Voir aussi à Présence d'espèces benthiques sensibles/opportunistes</b>	Macrophytes	État
Production spécifique des espèces dominantes du macrophytobenthos (jd <sup>-1</sup> )	Macrophytes	
<b>Législation concernant les espèces marines rares, en danger ou menacées</b>		

## 8. DESCRIPTION DES INDICATEURS DESTINÉS À L'ÉVALUATION DE L'ÉTAT ÉCOLOGIQUE ET DE L'IMPACT

### Modifications dans les 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 migrateurs 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, 1995; CAR/ASP-PNUE, 1998c; CAR/ASP-PNUE, 1999b, 1999c;
- Plan d'action pour la conservation des cétacés, CAR/ASP-PNUE.;
- Plan d'action pour la conservation de la végétation marine en mer Méditerranée (CAR /ASP-PNUE. 1999d).

Deux nouveaux plans d'action en sont encore au stade de l'adoption: Plan d'action pour la protection des poissons cartilagineux, et Plan d'action relatif aux introductions d'espèces et aux espèces invasives (Barcelone, 31.10.2002).

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 au stress environnemental qui est bien établie. 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 17). En outre, les espèces dont l'exploitation est réglementée (tableau 18) sont incluses dans cette catégorie. Des modifications morphologiques de populations d'oursins de mer 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 la suite du phénomène de mortalité survenu en 1999 en Méditerranée nord-occidentale, 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.

Limitations: 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.



Tableau 17

## Liste des espèces marines et dulçaquicoles en danger ou menacées en méditerranée

(Annexe II du Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à diversité biologique en Méditerranée adopté en 1996 dans le cadre de la Convention de Barcelone; révisée dans la Convention de Berne, 1998. Official Journal L 322, 14/12/1999 pp. 0003 – 0017 (<http://faolex.fao.org/docs/texts/eur18724.doc>))

<p><b>Magnolophyta</b> <i>Posidonia oceanica</i> <i>Zostera marina</i> <i>Zostera noltii</i></p>	<p><b>Porifera</b> <i>Asbestopluma hypogea</i> (<i>Aplysina cavernicola</i>) <i>Aplysina</i> sp. plur. <i>Axinella cannabina</i> <i>Axinella polypoides</i> <i>Geodia cydonium</i> <i>Ircinia foetida</i> <i>Ircinia pipetta</i> <i>Petrobiona massiliana</i> <b>(<i>Spongia agaricina</i>)</b> <b><i>Spongia officinalis</i></b> <b><i>Spongia zimocca</i>)</b> <i>Tethya</i> sp. plur.</p>	<p><b>Poissons</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 zanandreae</i> <i>Mobula mobula</i> <i>Pomatoschistus canestrinii</i> <i>Pomatoschistus tortonesei</i> <i>Valencia hispanica</i> <i>Valencia letourneuxi</i></p>	<p><b>Mammalia</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> <i>Steno bredanensis</i> <i>Tursiops truncatus</i> <i>Ziphius cavirostris</i></p>
<p><b>Chlorophyta</b> <i>Caulerpa ollivieri</i></p>	<p><b>Echinodermata</b> <i>Asterina pancerii</i> <i>Centrostephanus longispinus</i> <i>Ophidiaster ophidianus</i></p>	<p><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></p>	
<p><b>Phaeophyta</b> <i>Cystoseira amentacea</i> (including var. <i>stricta</i> et var. <i>spicata</i>) <i>Cystoseira mediterranea</i> <i>Cystoseira sedoides</i> <i>Cystoseira spinosa</i> (including <i>C. adriatica</i>) <i>Cystoseira zosteroides</i> <i>Laminaria rodriguezii</i></p>	<p><b>Mollusques</b> <i>Ranella olearia</i> (= <i>Argobuccinum olearium</i> = <i>A. giganteum</i>) <i>Charonia lampas lampas</i> <i>Charonia lampas</i> (= <i>Ch. rubicunda</i> = <i>Ch. nodifera</i>) <i>Charonia tritonis variegata</i> <i>Charonia tritonis</i> (= <i>Ch. seguenziae</i>) <i>Dendropoma petraeum</i> <i>Erosaria spurca</i> <i>Gibbula nivosa</i> <i>Lithophaga lithophaga</i> <i>Luria lurida</i> (= <i>Cypraea 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>P. pernula</i>) (<i>Ranella olearia</i>) <i>Schilderia achatidea</i> <i>Tonna galea</i> <i>Zonaria pyrum</i></p>	<p><b>Oiseaux (Aves)</b> <b><i>Pandion haliaetus</i></b> <b><i>Calonectris diomedea</i></b> <b><i>Falco eleonorae</i></b> <b><i>Hydrobates pelagicus</i></b> <b><i>Larus audouinii</i></b> <b><i>Numenius tenuirostris</i></b> <b><i>Phalacrocorax aristotelis</i></b> <b><i>Phalacrocorax pygmaeus</i></b> <b><i>Pelecanus onocrotalus</i></b> <b><i>Pelecanus crispus</i></b> <b><i>Phoenicopterus ruber</i></b> <b><i>Puffinus yelkouan</i></b> <b><i>Sterna albifrons</i></b> <b><i>Sterna bengalensis</i></b> <b><i>Sterna sandvicensis</i></b></p>	
<p><b>Rhodophyta</b> <i>Goniolithon byssoides</i> <i>Lithophyllum lichenoides</i> <i>Ptilophora mediterranea</i> <i>Schimmelmannia schoubsboei</i></p>	<p><b>Cnidaria</b> <i>Astroides calycularis</i> <i>Errina aspera</i> <i>Gerardia savaglia</i></p>		
<p><b>Bryozoa</b> <i>Hornera lichenoides</i></p>			
<p><b>Crustacea</b> <i>Ocypode cursor</i> <i>Pachylasma giganteum</i></p>			

Tableau 18

## 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 en 1996 dans le cadre de la Convention de Barcelone)

<b>Porifera</b> <i>Hippospongia communis</i> <i>Spongia agaricina</i> <i>Spongia officinalis</i> <i>Spongia zimocca</i>	<b>Cnidaria</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>Echinodermata</b> <i>Paracentrotus lividus</i>	<b>Crustacea</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>	

### Fréquence des espèces causes de nuisance (proliférations algales nuisibles, ou HAB - "Harmful algal blooms")

Définition: Fréquence d'espèces phytoplanctoniques causes de nuisance et qui posent 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 eaux de ballast des navires).

Parmi le grand nombre d'espèces phytoplanctoniques existant dans l'ensemble du monde, certaines sont nocives, voire toxiques, ce sont celles qui sont dites "causes de nuisance". 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 peuvent ensuite être transmises à l'homme lors de la consommation de fruits de mer contaminés 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 proliférations algales nuisibles (HAB) surviennent dans de nombreuses zones de la Méditerranée et pourraient présenter une fréquence accrue en raison de l'augmentation des apports d'éléments nutritifs d'origine terrestre. Les préoccupations de santé publique concernent avant tout 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 nuisibles. Il existe des réseaux européens et une sensibilisation des autorités pour l'étude des proliférations algales toxiques.

Limitations: 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 d'évaluation écologique (IEE) établi sur la base des macrophytes**

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 des zones 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 phytosanitaire efficace des évolutions de l'écosystème aquatique de l'état non pollué à l'état dégradé.

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 jouent un rôle écologique important dans l'écosystème du plateau continental (autrement dit de producteurs primaires importants, de constructeurs d'habitats). Les prairies sous-marines ou herbiers, en particulier, forment la base structurelle de certains des écosystèmes côtiers les plus productifs du monde, notamment les zones intertidale et infralittorale à fonds rocheux et meubles, les récifs de corail et les lagunes. Une possibilité de surmonter la complexité taxinomique consiste à étudier les communautés d'un point de vue fonctionnel (groupes d'espèces à fonction similaire). Les algues et les herbes marines comprennent deux groupes différents au plan évolutionniste et physiologique (Hemminga et Duarte, 2000) mais ont souvent été examinées ensemble en raison de leurs similitudes morphologiques-fonctionnelles et des chevauchements manifestes 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 des eaux côtières a été récemment mis au point par Orfanidis *et al.* (2001) sur la base de la couverture des macrophytes en fonction de leur morphologie fonctionnelle. Selon ce modèle, l'évaluation de l'état écologique est divisée en cinq catégories (de «très bon» à «mauvais»), ainsi qu'il ressort d'une comparaison croisée dans une matrice du groupe d'état écologique et d'un système de notation numérique.

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

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

Tableau 19

**Caractéristiques fonctionnelles et stratégies de croissance des macrophytes benthiques marins (d'après Orfanidis *et al.*, 2001)**

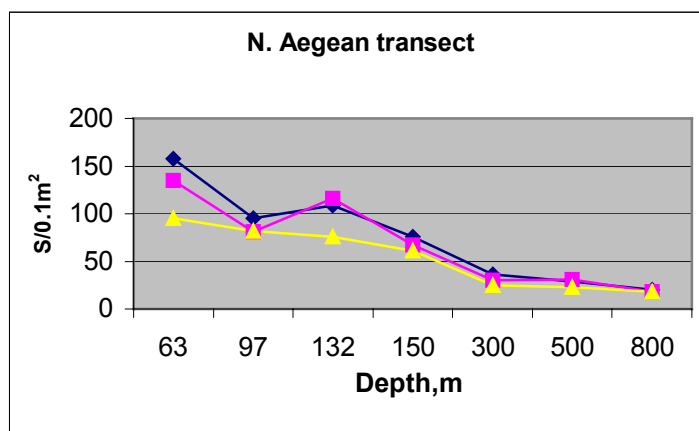
Longévité (succession)	Stratégie de croissance selon Grime (2001)	Genres échantillonnés	Groupe d'état écologique
Annuels (Opportunistes)	Rudéraux	<i>Ulva</i> , <i>Enteromorpha</i> , <i>Scytosiphon</i> (erect phase), <i>Dictyota</i>	II
Annuels (Opportunistes)	Rudéraux	<i>Cyanophyceae</i> , <i>Chaetomorpha</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

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; Chryssovergis et Panayotidis, 1995: golfe du nord de l'Eubée; 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).

## Nombre d'espèces benthiques (zoobenthos, phytobenthos)

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

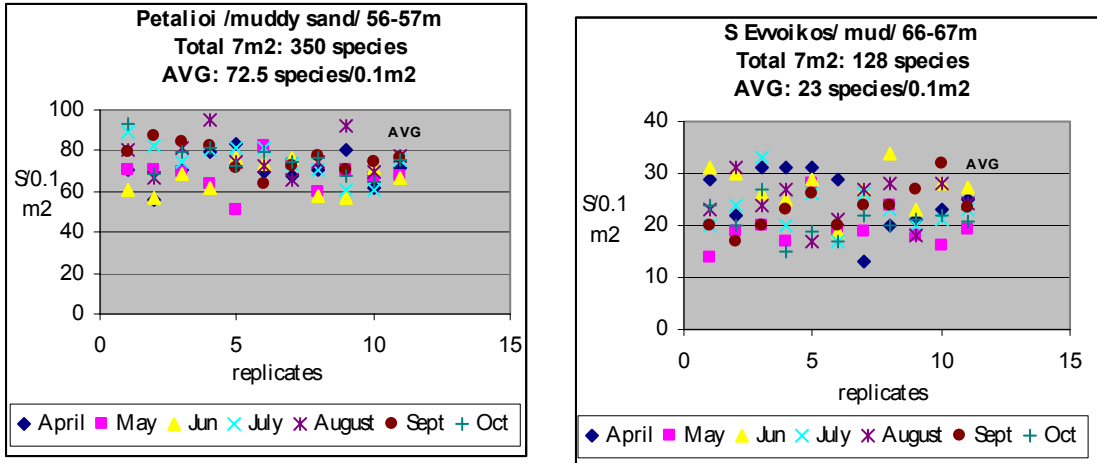
Justification scientifique: le nombre d'espèces d'une communauté benthique varie grandement en fonction de la profondeur et du type de sédiment. Une tendance caractéristique manifestée en Méditerranée est une diminution significative du nombre d'espèces en fonction de la profondeur (figure 4).



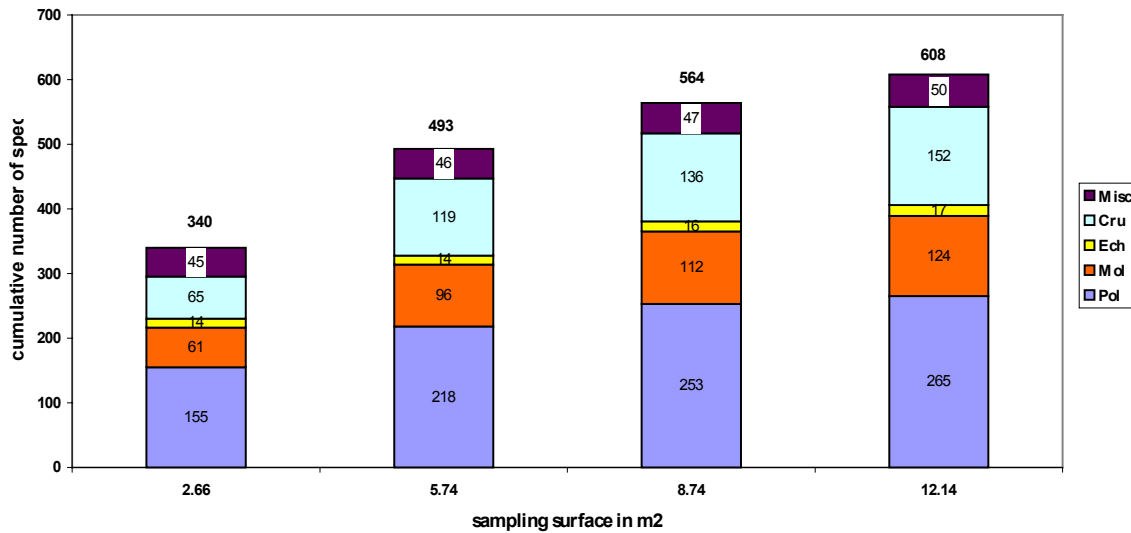
**Figure 4. Tendance dans la variété des espèces zoobenthiques en fonction de la profondeur. Les lignes correspondent aux réplicats (Source: NCMR, 2001)**

Le type de sédiment est le deuxième facteur le plus significatif influant sur la variété des espèces dans un biotope donné. Des deux exemples présentés sur la figure 5, 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 sites 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 (AVG S sur la figure) soit de 70 échantillons (AVG/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.

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 6, 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 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. 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)**



**Figure 6. Tendance 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 20. La réduction de la variété des espèces est en rapport direct avec le stresser. 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 20

**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.

Limitations: 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).

### **Indice de qualité écologique établi sur la base du zoobenthos (bentix)**

Il s'agit d'un coefficient biotique destiné (Simboura et Zenetos, 2002) à classer les communautés benthiques dans un état de qualité écologique (EQE) selon les prescriptions de la directive-cadre sur l'eau (CEE, 2000). Il est fondé sur une idée initiale de Glemarec & Illy (1981), modifiée par Borja *et al.* (2000), puis à nouveau modifiée pour devenir d'un emploi plus simple et mieux convenir à la diversité benthique méditerranéenne.

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 (G1): 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 coefficient de pondération différent à la présence/abondance de chaque groupe:

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

Le bentix 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 21**  
**Classement de la qualité écologique selon la variation de l'indice biotique**  
(source: Simboura et Zenetos, 2002)

Classement de la pollution	Bentix	État de qualité écologique (EQE)
Normal/non pollué	$4,5 \leq \text{bentix} < 6$	Très bon
Légèrement pollué, de transition	$3,5 \leq \text{bentix} < 4,5$	Bon
Modérément pollué	$2,5 \leq \text{bentix} < 3,5$	Moyen
Fortement pollué	$2 \leq \text{bentix} < 2,5$	Médiocre
Azoïque	Azoïque	Mauvais

**Avantages:** Le bentix 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 en espèces selon les propriétés écologiques de celles-ci.

**Limitations:** 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 au coefficient biotique. D'autres indices tels que la distribution géométrique de la taille corporelle pourraient être plus fiables (Reizopoulou *et al.*, 1996).

Un autre cas où le bentix 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 le benthix 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.

### **Modifications dans l'aire de 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 marine acquièrent une place de plus en plus importante. Parmi les espèces d'une région, les «espèces-clés» sont celles qui contribuent à la complexité architecturale, 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 22. On doit y ajouter les espèces d'éponges endémiques *Petrobiona massiliana* et *Ircinia cheuvreuxi* qui constituent d'importants biotopes pour de nombreux organismes endobiotiques, épibiotiques, symbiotiques et qui peuvent atteindre de fortes densités (jusqu'à 409 individus/dm<sup>3</sup>: Ritzler, 1976). 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 assignées. La méthode fournit un manuel à l'intention des gestionnaires de la biodiversité.

Limitations: onéreuse (télédétection). Nécessite une vérification. N'est pas applicable à toutes les mers en Europe.

**Tableau 22**  
**Espèces citées comme “espèces-clés” pour la région méditerranéenne**  
**(BIOMARE, mis à jour en octobre 2001)**

	<b>Espèce</b>	<b>Type (rare, endémique, clef de voûte, menacée, productrice d'éléments biogènes, emblématique)</b>	<b>Stresseurs notoires</b>
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>Oopsacas minuta</i>	Endémique	Changement global
CNIDAIRES	<i>Cladocora caespitosa</i>	Édificatrice	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, plongée, 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

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 surveillée comme "Population d'espèces-clés, notamment 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 potentiels des altérations survenant dans les zones côtières (Schils *et al.*, 2001).

Un indice établi sur la base de superficie couverte par les macrophytes pourrait reposer sur l'estimation de leur abondance sur les substrats durs et meubles. L'abondance est habituellement exprimée en superficie (hectares) couverte par les macrophytes. Une approche linéaire pourrait aussi être utilisée (km de linéaire côtier), notamment pour les algues qui sont développées sous forme de bancs étroits sur des substrats durs.

#### *Indicateurs complémentaires*

#### **Nombre et abondance d'espèces exogènes (zoobenthos, phytobenthos, zooplancton, phytoplancton), notamment de macroorganismes/nocifs toxiques**

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 *Hydroides elegans*, qui représentait 65% de la population d'une marina polluée, n'était que rarement décelé dans une autre 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.

La Méditerranée présente une diversité de conditions environnementales qui permet la coexistence d'espèces aux besoins écologiques très différents, et elle est ainsi tout à fait prédisposée à subir des invasions: tous les événements du passé ont ainsi laissé une trace mémorielle. Pour les temps plus récents, l'arrivée de certaines espèces, comme des prédateurs gélatineux, montre qu'une nouvelle espèce peut, à elle seule, bouleverser de façon radicale le fonctionnement d'un écosystème très vaste. L'impact d'une nouvelle espèce ne peut être prédit: *Mnemiopsis* est une petite méduse inoffensive le long de la côte est des États-Unis, alors qu'elle fait des ravages en mer Noire!

L'invasion de la Méditerranée par des espèces exogènes a été principalement étudiée en ce qui concerne les organismes du necton et de la macrofaune/macroflore. La documentation probante 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 ont 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. Certaines de ces espèces sont devenues une nuisance sérieuse pour le fonctionnement de l'écosystème, comme *Rhopilema nomadica*, une méduse volumineuse qui essaime régulièrement en Méditerranée orientale. Peut-être n'est-elle pas aussi nocive que *Mnemiopsis*

en mer Noire, mais elle a sûrement un impact marqué sur les communautés (et les économies) côtières (Galil & Zenetos, 2002).

Parmi les cas les plus connus d'espèces exogènes néfastes introduites en Méditerranée figure celui de *Caulerpa taxifolia*. Une petite colonie de *Caulerpa taxifolia* introduite en 1984 à partir d'un aquarium public (Musée océanographique de Monaco, où elle était cultivée depuis 1982) a d'abord envahi plus de 6 000 hectares, concurrençant des espèces indigènes et réduisant gravement la diversité dans des zones de la Méditerranée nord-occidentale. Les ancres de yachts et les engins de pêche l'ont transportée de mouillage en mouillage et de port en port, parfois sur de grandes distances (MedOndes, Bulletin d'information du PAM, n° 34, pp. 11-13, 1997).

Une autre espèce algale, la *Caulerpa racemosa* d'origine érythréenne, a pris la place, entre 1992 et 1997, des herbiers indigènes de *Posidonia oceanica* de la baie de Moni, à Chypre, et a entraîné des modifications importantes de la microfaune benthique: l'abondance des gastéropodes et des crustacées a diminué, tandis que celle des polychètes, bivalves et échinodermes s'est accrue (Argyrou *et al.*, 1999).

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 suspectées d'être d'origine exogène. L'on est en mesure de porter cette appréciation à la suite de la publication de l'Atlas des foraminifères récents du golfe d'Aqaba (Hottinger *et al.*, 1993) et de compilations modernes des espèces méditerranéennes (Cimerman 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, la réponse de ces organismes à la surveillance de la pollution en font de bons candidats pour l'évaluation des qualités écologiques.

En ce qui concerne les organismes planctoniques introduits par les eaux de ballast des navires, ils sont classés dans l'un des quatre grands groupes taxinomiques suivants: zooplancton, phytoplancton, bactéries et particules de type viral. Il existe, entre les navires, des variations considérables dans les concentrations des organismes arrivant dans les eaux de ballast non échangées/non traitées. Certaines de ces variations s'expliquent a) par la saison, b) par la durée de la traversée. Plusieurs études indiquent également qu'il existe des variations considérables entre les opérations de ballastage dans le même port et la même saison, ce qui contribue indubitablement aux variations observées.

Les concentrations médianes d'organismes estimées par une analyse récente du groupe d'étude CIEM/COI/OMI sur les eaux de ballast et autres vecteurs des navires (groupe SGBOSV) concernant les eaux de ballast à l'état naturel fournissent un cadre de référence utile pour les normes à envisager dans ce domaine.

Reconnaissant les risques inhérents à tout rejet et les concentrations qui caractérisent actuellement les eaux de ballast déchargées à l'état naturel, le groupe SGBOSV recommande des normes qui soient inférieures d'au moins trois ordres de grandeur aux concentrations

médianes observées pour le zooplancton et des concentrations équivalentes, voire encore moindres, pour le phytoplancton (Gollasch et Raaymakers, 2003).

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, accessible sur Internet, offre les moyens de faire la distinction entre espèces similaires.

Le groupe d'étude CIEM/COI/OMI précité est actif dans le domaine des espèces exotiques introduites par le trafic maritime et a réuni les compétences de pays méditerranéens (France, Italie, Grèce).

Limitations: Les atlas de la CIESM ne recensent pas tous les groupes.

De nombreuses régions, comme les côtes de l'Afrique du Nord, restent littéralement inexplorées dans ce domaine.

### **Indice de dominance (appliqué au phytoplancton, au zooplancton)**

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 plancton. 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.

L'indice de dominance est l'une des rares mesures qui soient utilisées avec succès dans les études zooplanctoniques contrairement à l'abondance et à la densité de l'ensemble du zooplancton. Dans des conditions extrêmes, une communauté zooplanctonique peut devenir quasiment monospécifique (Siokou-Frangou *et al.*, 1992, Cas de la baie d'Eleusis).

Limitations: 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/abondance d'espèces sensibles/opportunistes

Définition: présence d'espèces indicatrices mentionnées soit comme sensibles (fragiles et se reproduisant lentement), soit comme opportunistes (petites, à vie courte). 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: des études d'impact menées dans le monde entier ont montré qu'un grand nombre d'espèces phyto- et zoobenthiques sont indifférentes aux pressions anthropiques/environnementales. Ces espèces, dites opportunistes, ont tendance à dominer aux dépens d'autres espèces sensibles, lesquelles sont éliminées. Ces espèces opportunistes peuvent être considérées comme des espèces indicatrices appropriées des perturbations. Sur la base d'une synthèse des bilans de la question et de données recueillies dans les zones de la Méditerranée (Dauvin, 1993; Pearson et Rosenberg, 1978; Bellan, 1985), le tableau ci-dessous (tableau 23) indique les zones de pollution avec les espèces macrozoobenthiques opportunistes qui leur correspondent dans les communautés sableuses-vaseuses. Ce sont le plus souvent des polychètes.

**Tableau 23**

**Espèces indicatrices du degré de l'état environnemental (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>Cirriiformia 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>Nematoneis unicornis</i> , <i>Thyasira flexuosa</i>
5	Zone normale	<u>Espèces sensibles</u> , par ex. <i>Syllis sp.</i>

Glemarec & Hily (1981), se fondant sur la sensibilité d'espèces zoobenthiques à un gradient de stress croissant ont classé celles-ci en cinq groupes. Le groupe 1 comprend les espèces très sensibles qui ne sont présentes que dans des conditions non polluées, alors que le groupe 5 comprend des espèces opportunistes qui dominent dans des écosystèmes soumis à de lourds impacts.

Simboura et Zenetos (2002) ont établi une liste préliminaire de taxons sensibles selon le type de communauté. Sur la base de la présence et de la dominance relative de populations d'amphipodes qui sont classées parmi les espèces sensibles et du degré de pollution sur les substrats durs, trois groupes d'espèces ont été définis (tableau 24), 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 ou la 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 des pressions différentes 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 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 25.

Comme les densités d'espèces sensibles (vulnérables) sont fonction des communautés, les niveaux de référence varient 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 24**  
**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 25**  
**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 des communautés phytobenthiques et zoobenthiques sont proposées dans Orfanidis *et al.* (2001) et dans Simboura et Zenetos (2002).

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).

Limitations: 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.

Des niveaux et échelles de référence pour les qualités écologiques devraient être établis pour chaque espèce indicatrice et chaque communauté benthique.

### **Présence de taxons zoobenthiques sensibles/opportunistes (également mesure de distinctivité)**

#### **Indice de distinctivité taxinomique**

Justification scientifique: les taxons benthiques indicateurs de perturbation environnementale ont été examinés par Rygg (1995), Borja *et al.* (2000) et, en Méditerranée, par Orfanidis *et al.* (2001) [phytobenthos] ainsi que Simboura et Zenetos (2002) [zoobenthos] qui ont établi des listes préliminaires. Ces espèces peuvent être présentes dans plusieurs types de communauté. Cependant, la densité des espèces est différente selon les types de communauté, et des niveaux de référence et objectifs de qualité écologique devraient être formulés pour chaque espèce et chaque type de communauté séparément. Les densités moyennes pourraient être considérées comme les estimations les plus élevées des niveaux de référence. Les niveaux de référence sont formulés pour une pression anthropique minimale. Une réduction de la pression anthropique devrait donc entraîner une baisse des densités de ces espèces opportunistes.

À un niveau taxinomique supérieur, il a été établi que certains taxons tels que les **échinodermes** et les **amphipodes** sont sensibles au stress environnemental. Une relation inverse a été décelée entre la richesse de la population d'amphipodes et le degré de pollution sur substrats durs (Bellan-Santini, 1980). Les 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'utilisation des polychètes pour évaluer les impacts dus aux apports et déversements fluviaux a été démontrée par de nombreux chercheurs et récemment par Cardell *et al.* (1999). L'utilité de la composante **nématodes** de la méiofaune comme moyen d'évaluer les perturbations a été établie avec divers stressseurs. Les modifications de l'abondance des nématodes en réaction à l'élimination de matériaux de dragage en divers sites ont été documentées le long de côtes du Royaume-Uni (Boyd *et al.*, 2000).

La distinctivité taxinomique ( $\Delta^+$ ) est un indice de (bio)diversité univariant. Elle utilise de simples listes d'espèces (données de présence/absence) pour calculer  $\Delta^+$  qui englobe non seulement la distribution de l'abondance parmi les espèces mais aussi la corrélativité des espèces. Cet indice est défini comme la longueur moyenne de parcours taxinomique entre deux espèces choisies au hasard, identifiées au moyen de la classification linnéenne ou phylogénétique de l'ensemble complet des espèces concernées.



La pondération des étapes dans la hiérarchie taxinomique consiste à prendre la liste des espèces pour chaque localité et/ou habitat et à calculer un indice de distinctivité taxinomique moyen, soit:

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

où  $m$  = nombre d'espèces dans l'étude en question,  $\omega_{ij}$  = le coefficient de pondération (longueur de parcours) attribué à la relation entre espèces  $i, j$ .  $\Delta^+$  = longueur moyenne de parcours entre des espèces choisies au hasard dans l'étude.

Des coefficients de pondération ( $v$ ) sont attribués à chaque section du parcours, l'étape reliant le niveau taxinomique à la division suivante la plus grossière. Clarke et Warwick (1999) ont expérimenté différentes pondérations au moyen desquelles des niveaux taxinomiques (espèces, genres, familles, sous-ordres, ordres, sous-classes et classes) reçoivent des coefficients de pondération de parcours différents.

Une formule de variance appropriée est calculée à partir d'une autre analyse, qui conduit à un "entonnoir de confiance", ce qui permet à l'utilisateur de vérifier le  $\Delta^+$  de leurs échantillons et à évaluer si une localité a une portée taxinomique moyenne "plus faible que prévue". Dans les habitats dégradés, les valeurs de  $\Delta^+$  se situeront en deçà de la limite inférieure de l'"entonnoir".

#### Avantages:

- L'indice reste stable malgré les variations de l'effort d'échantillonnage;
- Il existe un cadre statistique pour évaluer l'écart des échantillons par rapport à ce que l'on escomptait;
- Il paraît présenter une diminution uniforme en réponse à la dégradation de l'environnement tout en étant peu sensible aux grandes différences dans les habitats;
- Il utilise toutes les simples listes d'espèces (données de présence/absence) qui réduisent le délai de tri;
- Il est lié à la diversité trophique mais à la différence des mesures de la richesse en espèces. il est indépendant du type d'habitat. Par conséquent, c'est un indice puissant qui permet de comparer des sites dissemblables, comme les sables et les vases;
- Il s'applique à toute une gamme de conditions, par exemple "non pollué", "pollué", "salinité réduite";
- Il s'est avéré informatif dans d'autres études portant sur la méiofaune, la macrofaune benthique et le poisson des fonds.

#### Inconvénient:

- Ne peut faire la distinction entre les 5 classes.

### **Diversité de la communauté (H) (Phytobenthos, zooplancton, phytoplancton)**

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  $P_j = n_j / N$  ( $n_j$  le nombre d'individus de l'espèce  $j$  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 que son calcul prend davantage de temps.

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 en revenant 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, les 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'ont fait, à des fins de représentations graphiques expérimentales, Lavaley (2000) pour la mer du Nord et Simboura et Zenetos (2000) pour la mer Méditerranée.

La diversité de la communauté 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 ( $0,1\text{m}^2$ ), la valeur maximale est de 6,06 bits/unit. Le tableau 26 présente l'intervalle de variation des valeurs de la diversité par type de communauté.

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 27. Zenetos et Simboura (2001) se sont employés à classer les eaux grecques en recourant à une approche similaire.

Tableau 26

intervalle de variation de la diversité de la communauté (H) selon l'échantillonneur (0,05; 0,1; 0,2; 0,5m<sup>2</sup>) et le type de communauté (d'après Simboura et Zenetos, 2002).

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> (Papas)
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 détritux	2,87/0,1m <sup>2</sup> (mer Ionienne)	5,22/0,1m <sup>2</sup> (mer Ionienne)
Sables grossiers plus profonds	3,74/0,1m <sup>2</sup> (mer Ionienne)	6,06 /0,1m <sup>2</sup> (golfe du 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)

Tableau 27

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

	Classes				
	I	II	III	IV	V
Paramètres	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.

Limitations: 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.

### **Zooplancton**

L'évolution de l'indice de diversité de la communauté au sein des communautés zooplanctoniques polluées et non perturbées donne à penser qu'il existe une structure communautaire différente entre les zones soumises à des impacts différents. H a été utilisé comme indicateur en Méditerranée par: Siokou-Frangou & Papathanassiou (1991), eaux grecques; Scotto di Carlo & Ianora (1983), côtes italiennes; Patriiti (1984), côtes françaises. Cependant, il n'a été établi à ce jour aucun plan pour répartir l'écosystème pélagique entre les 5 classes de la directive-cadre sur l'eau (Siokou-Frangou, communic. personnelle).

### **Phytoplancton**

La diversité de la communauté des formations phytoplanctoniques a été largement utilisée pour évaluer la qualité écologique (par ex. en Tunisie, comme dans les exploitations d'élevage de mollusques et dans le golfe de Gabès). Mais comme dans le cas du zooplancton, elle n'a pas servi à répartir la qualité environnementale entre les cinq classes.

### **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 exprimés 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 du nord de l'Eubée (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).

Limitations: 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 des courbes de dominance partielle proposée); 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).

Limitations: 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) y a été très efficace et sensible pour faire la distinction entre différents niveaux de perturbation (Reizopoulou *et al.*, 1996).

### **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).

Limitations: 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 FA/ps), on opérait la distinction entre espèces «r» et espèces «K» (>3 cm, >250 mg FA/ps).

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 faunique (ITF)

L'ITF a été mis au point pour aider à identifier les conditions environnementales modifiées et dégradées à la suite de pollution organique, par exemple sur les sites de rejet de boues d'égout, aux émissaires d'eaux usées et en cas de sous-produits de forages d'hydrocarbures.

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 faunique = ITF) peut être déterminé au moyen de la formule:

$$\text{ITF} = 100 - 100/3 \times (0n_1 + 1n_2 + 2n_3 + 3n_4)/(n_1 + n_2 + n_3 + n_4)$$

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'ITF 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'ITF 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 faunique a nettement diminué au cours de la période 1991-1998.

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

↓

Limitations (d'après Miles A. & Price N., 2002):

L'ITF n'est pas applicable aux eaux de transition.

L'ITF a été conçu pour les eaux côtières à contamination organique seulement.

Les valeurs de l'ITF sont attribuées pour répartir des zones du fond de la mer en trois classes: normales, modifiées, dégradées.

Les indicateurs intégrés comme l'indice trophique faunique (ITF) nécessitent un effort de surveillance plus important que des variables simples, déterminées directement. Un tel indicateur n'est utile que si l'on dispose d'une base de données générales concernant l'écosystème en question.

### Indice de pollution benthique (IPB)

Justification scientifique: l'indice de pollution benthique utilise une approche mise au point par Leppakowski (197%) pour la Baltique. Pour cet indice, des zones d'estuaire reçoivent une note et sont classées dans l'un des trois groupes. En fonction de la réponse observée à la pollution organique, l'IPB peut être calculé au moyen de la formule: **IPB = 10-(5x +4y +2(z-a)/a,**

où a = ensemble de la zone, z= zone de minimum secondaire, y=zone de minimum secondaire, z= zone de maximum primaire. Une zone non perturbée présentera un IPB de 10.

Avantages:

Valable dans la mer Baltique, qui possède peu d'espèces.

L'indice ne s'est aussi avéré efficace que dans des eaux côtières.

Limitations:

Les groupes sont caractérisés en fonction de leur réponse à la seule pollution organique.

Un niveau élevé de compétence taxinomique est requis.

La validation dans les zones marines ayant une riche diversité d'espèces est mise en doute.

**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> 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 (1999) 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:

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

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

Limitations: 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.

**Production spécifique d'espèces zooplanctoniques dominantes**

Au cours de la période 1960-1969, la biomasse moyenne des principaux organismes zooplanctoniques dans les 100 premiers mètres sous la surface de la mer était de 308 mg/m<sup>3</sup>,

---

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



Et elle s'est élevée à 471 mg/m<sup>3</sup> entre 1970 et 1975, puis à nouveau à 527 mg/m<sup>3</sup> entre 1976 et 1981.

Cependant, l'accroissement était entièrement dû à deux espèces gélatineuses, le dinoflagellé *Noctiluca scintillans* et le cténophore *Pleurobrachia rhodopis* (58,67). Un accroissement similaire de 1,7 à 2 fois du zooplancton a été observé en mer Noire occidentale (profondeur de l'eau > 200m); au nord-ouest du plateau continental il était de 3 à 4 fois, et dans les zones côtières peu profondes (0-25m) de 10 fois. Ces modifications étaient causées exclusivement par la prolifération de *Noctiluca scintillans* (59), ce qui correspond à une augmentation significative de la biomasse du phytoplancton dans le nord-ouest de la mer Noire (142).

Dans la zone située au large de l'estuaire du Danube (dans les 100 premiers mètres sous la surface), l'abondance et la biomasse moyennes du zooplancton se sont accrues de 3 et de 5 fois, respectivement, des années 1970 aux années 1990 (63). Pour les autres zones, la proportion de *Noctiluca scintillans* et d'*Acartia clausi* se sont également accrues significativement (Kovalev *et al.*, 1999).

Il peut en résulter des modifications de grande envergure de la structure trophique, en particulier si la pêche de plus grandes espèces prédatrices n'est pas contrôlée, au point que les petits pélagiques deviennent les principaux constituants de la biomasse de poisson. Les espèces gélatineuses opportunistes tendent à se nourrir de manière plus agressive, au sommet de la chaîne alimentaire, que les poissons larvaires en concurrence pour les mêmes ressources alimentaires.

À la fin des années 1960 et dans les années 1970, les conditions prévalant en mer Noire ont permis à ces effectifs de prendre une telle ampleur qu'ils se sont avérés constituer une grande nuisance sur les plages de la zone.

Avec la prolifération explosive d'*Aurelia aurita*, la biomasse de la mer Noire a atteint 300 millions de tonnes, et avec celle de *Mnemiopsis* 700 millions de tonnes.

L'équipe EROS (European River/Ocean System) a mis en place une base de données pour les données physiques et biogéochimiques existantes et elle s'est employée à élaborer un modèle mathématique permettant de prédire la réponse de l'écosystème côtier aux modifications naturelles de l'environnement et aux impacts anthropiques.

Pour la première fois, des études de la relation entre les communautés de plancton et la disponibilité d'éléments nutritifs ont été associées à des études du comportement alimentaire d'animaux planctoniques importants. L'analyse d'EROS a révélé que le développement explosif des méduses est la conséquence de la pollution et de la surpêche (EROS, 2000). Des apports accrus d'éléments nutritifs dans la mer Noire, par suite de changements dans les pratiques d'exploitation agricole, s'ajoutant à l'augmentation des activités industrielles et à celle de la densité démographique, ont stimulé la croissance du plancton et la productivité de poisson qui y est liée, ce qui, à son tour, a stimulé la croissance des espèces gélatineuses opportunistes.

Deux membres de l'embranchement des scyphozoaires qui ont fait des apparitions spectaculaires en mer Noire sont *Rhizostoma pulmo* et *Aurelia aurita*. *R. pulmo*, précité, est une espèce indigène de la Méditerranée, de la mer du Nord, de la mer Noire et de la mer d'Azov. On ne considérait pas auparavant que cette méduse, se nourrissant de zooplancton en plus d'œufs et larves de poisson et de mollusques/crustacés, jouait un rôle important dans la communauté faunistique de la mer Noire. En fait, en certaines parties de son aire de répartition, son rôle était

jugé bénéfique puisqu'elle offrait protection à certaines larves de poisson et servait d'aliment aux tortues marines.

## **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 28, tandis que les effets de l'élimination des boues d'égout sont indiqués sur le tableau 29. 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 28

## Effets de l'immersion de déchets minéraux et de matériaux de dragage

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

**Tableau 29**  
**Effets de l'immersion de boues d'égout**

Facteur	Effets	Réponse biologique
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 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 thermo-électriques 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 établissements industriels. Certains des principaux biomarqueurs utilisés aujourd'hui dans la recherche écotoxicologique sur des contaminants sont indiqués sur le tableau 30. 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 31) 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 30**  
**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 oxydases à fonction mixte (OFM)	A

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

Tableau 31

**Effets du rejet d'eaux chaudes de centrales thermo-électriques et de métaux lourds provenant de réseaux d'égouts ou 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)
Rejet de déchets hypersalins		
Augmentation de la salinité et de la température de l'eau  (Distance du point de rejet)	Impact sur les communautés benthiques	- diminution de l'abondance au point de rejet pour tous les groupes, en particulier des crustacés, des échinodermes et des mollusques - réduction de la richesse en espèces au point de rejet Castriota <i>et al.</i> , 2001) - pas d'effets sur les indices H et J à quelques mètres de distance du diffuseur - chez les herbes marines, déplacement d'espèces (par ex., <i>Cymodocea</i> au lieu de <i>Ruppia</i> - chez les herbes marines, pénétration plus marquée dans les écosystèmes estuariens

## 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 32). 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 **l'épreuve 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 32**

### 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>

**Réponse biologique****Au niveau des organismes: biomarqueurs**

Altérations de l'ADN, système oxygénases à fonctions mixtes (MFO), réponse immunitaire, stabilité de la membrane lysosomiale et taux de filtration chez la moule (Okay *et al.*, 2001).

**Au niveau des populations:**

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)

- 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 (>10%) d'espèces résistantes aux hydrocarbures (principalement de polychètes et gastéropodes). Abondance réduite d'espèces sensibles (Bondsdorff *et al.*, 1990; Chasse, 1987; Sanders *et al.*, 1980).

- L'abondance totale peut augmenter en raison du développement des espèces opportunistes (NCMR, 2001).

- Chez les algues, réduction de la croissance à court terme des espèces intertidales (Lobban et Harrison, 1994)

- Chez les herbes marines, pas d'effets directs

- Modification à long terme de la composition en espèces planctoniques, pas d'effets significatifs (Batten *et al.*, 1998)

**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 32. 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) représentaient 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 de Méditerranée nord-occidentale 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 33**

**Biomarqueurs mesurés en relation avec des composés organiques et leur signification**

CONTAMINANT	BIOMARQUEUR	NIVEAU D'ALERTE*
PCB, DDT, HCB, TCDD	Système oxydases à fonction mixte (OFM)	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 34).



Tableau 34

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

Impacts:		Indicateur proposé
Altérations des populations d'oiseaux (modifications de l'alimentation)		
Captures accessoires (involontaires) de mammifères	Phoque moine, tortues marines, dauphins	Tendances de la population
Abandons d'engins	Structure de l'épibenthos: les organismes de grande taille, fragiles, à croissance lente sont 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 35).

**Tableau 35**  
**Échelles spatiale et temporelle des impacts liés à la mariculture**

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

Un inventaire de la faune et de la flore dans les ports et les lagunes, et la surveillance ultérieure des biotes (avant tout des organismes planctoniques, y compris des bactéries) ont été proposés comme le seul moyen de percevoir des modifications de survenue lente qui pourraient avoir des effets catastrophiques.

## 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@ims.metu.edu.tr](mailto:kideys@ims.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 *Stipodidium* 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:** Selon l'agence nationale pour l'environnement de la Tunisie, les études à long terme menées le long des côtes de ce pays comprennent: la surveillance du phytoplancton (REPHY); des études microbiologiques (REMI); des analyses chimiques (RENOC); une surveillance chimique, microbiologique et toxicologique dans le cadre du MED POL; une surveillance des eaux de baignade. Des travaux considérables sont réalisés au niveau national en ce qui concerne les paramètres chimiques et physiques, et une grande expérience est progressivement acquise (MED POL, COPEMED) dans l'étude des bivalves comme bioindicateurs. En outre les espèces exogènes d'origine atlantique ou érythréenne ont fait récemment l'objet d'investigations (*fax de M. K. Attia, 13 mai 2003*).

Les études concernant les indicateurs portant sur le benthos sont très restreintes en Tunisie, bien que l'expertise existe dans ce domaine (poisson, éponges, mollusques, crustacés, reptiles et macroalgues). Il n'y a pas de système national de surveillance de la qualité écologique, à l'exception de quelques travaux sur la posidonie dans des zones recevant des effluents industriels, y compris une lagune. Cependant, il existe un potentiel d'utilisation des techniques moléculaires/génétiques, un personnel étant qualifié à cet effet 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 insuffisamment 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 certains 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 36). 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 36

**Biomarqueurs et organismes indicateurs mentionnés dans des publications scientifiques  
ayant trait à la Méditerranée**

## A. Spécimens prélevés in situ

<b>Zone</b>	<b>Organismes indicateurs</b>	<b>Biomarqueur *</b>	<b>Référence</b>
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>Macra corallina</i> , <i>Monodonta turbinata</i>	ChE, GST, NSE, NR, épreuve de déroulement de l'ADN, perméabilité des membranes plasmatiques 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
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

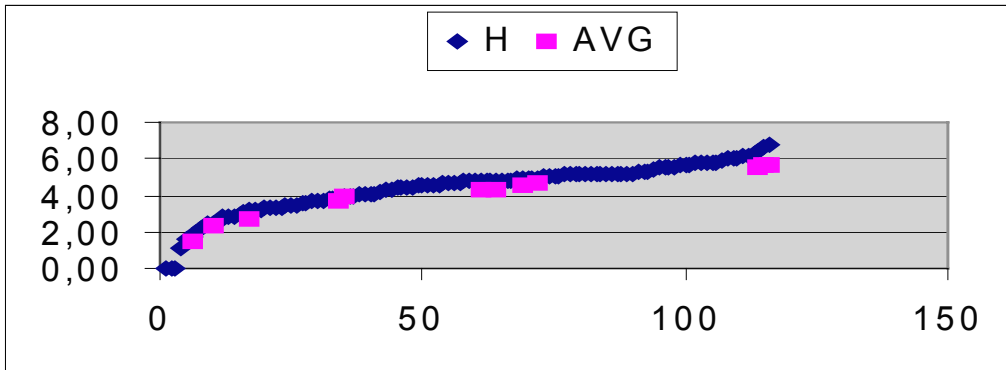
## B. Spécimens exposés expérimentalement en laboratoire à divers polluants

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: superoxydo-dismutase.

**Au niveau des communautés: études de cas****Indice de diversité de la communauté 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 7). 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 (class 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 7. Distribution de la diversité de la communauté (H) à 116 sites grecs. MOY: H/0,1m<sup>2</sup> (d'après Zenetos et Simboura, 2001)**

Une division encore plus précise, bien que quelque peu arbitraire, a été proposée par Simboura et Zenetos (2002), si la variance due au facteur de la communauté est éliminée. Cette procédure repose sur la longue expérience acquise par les auteurs à propos de 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 37**

**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 du sud de l'Eubée) (profondeur: 32m)	23/0,m <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 38).

**Tableau 38**

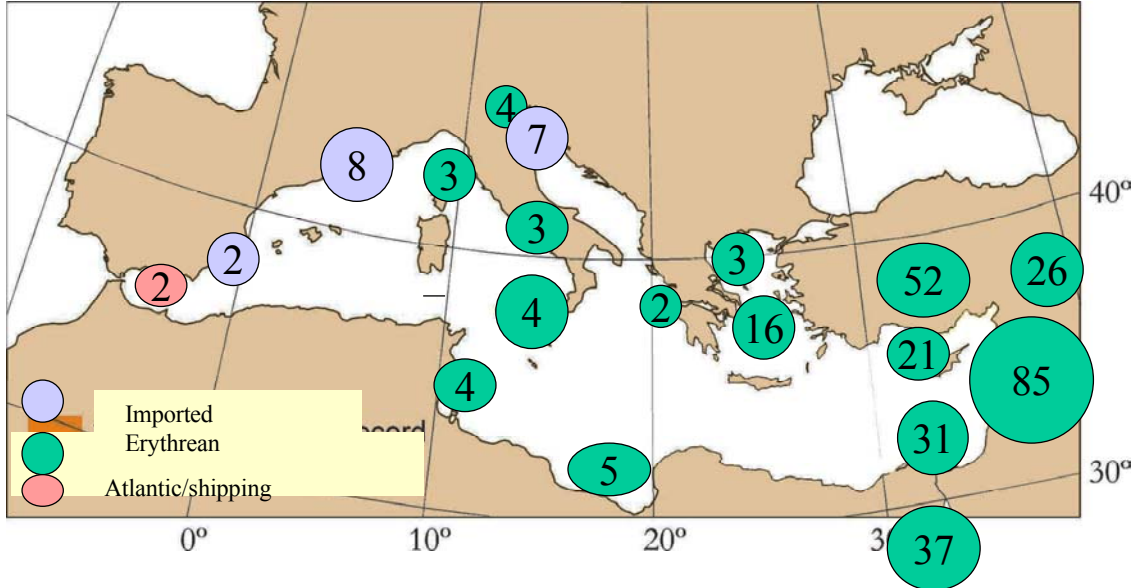
**Définition et intervalle de variation des indicateurs proposés à la suite d'une opération d'immersion. Source: NCMR, 1998**

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 m <sup>2</sup> )	1797	3,76	0,78
Valeurs de référence		70 (0,2 m <sup>2</sup> )	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 8).



**Figure 8. 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 que ces données ne soient pas directement accessibles aux milieux scientifiques ou au public. Toutefois, comme elles 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).

Dans le cadre de la Stratégie marine de l'Union européenne, le groupe EMMA (Surveillance et évaluation marines européennes) a été mis sur pied. Ce groupe examinera les similitudes entre les travaux réalisés aux fins de la directive-cadre sur l'eau et des travaux accomplis au titre des conventions marines. La première réunion du groupe devait avoir lieu en octobre 2003.

## **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 précludraient 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 navires 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».

**Objectifs de qualité écologique = éléments de 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 (AEE)

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

Angel, D.L., U. Fiedler, N. Eden, N. Kress, D. Adelung 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.

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

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

Argyrou, M., Demetropoulos, A. & Hadjichristophorou, M. (1999) Expansion of the macroalga *Caulerpa racemosa* and changes in soft bottom macrofaunal assemblages in Moni Bay, Cyprus. *Oceanologica Acta* 22: 517-528.

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 (Méditerranée Nord-Occidentale) sur le zoobenthos des substrats durs superficiels. *Les Journées de la thermo-ecologie Institut Scientifique et technique des pêches maritimes*. 14-15 November, 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 côte Algérienne. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 36: 354.

Bakalem, A. (2001b). Diversité de la macrofaune des sables fins de la côte Algérienne. *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 plankton of the Southern Irish Sea. *Mar Pollut. Bull.*, 36(10): 764-774.

Beaubrun, P. (1994). *Stato delle conoscenze 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 Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives*. Musée 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). Données nouvelles sur des éléments du macro benthos marine de Tunisie. *Rapp. Comm. Int. Mer Medit*, 36, 358.

Berger, W.H. & Parker, F.L. (1970). Diversity of planktonic 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, C.M., van Dam, CJFM, Schippers, A.C., van der Wielen, P. & Wiersinga, W. (2001). Met de Natuur in Zee, rapportage project "Ecosyeemdoelen Noordzee", kennisfase. Expertisecentrum LNV, Wageningen: 1-130.

BLUE PLAN (2000). *130 Indicators for sustainable development in the Mediterranean region*. UNEP/MAP, Mediterranean Commission on Sustainable development. (<http://www.planbleu.org>).

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.

- Boudouresque, C-F., M.A. Ribera 1994 Les introductions d'espèces végétales et animales en milieu marin – conséquences écologiques et économiques et problèmes législatifs. First International Workshop on *Caulerpa taxifolia* Boudouresque C.F., Meines A. & Gravez, V., edit., GIS Posidonie publ., Fr. 29-102.
- Bourcier, M. and H. Zibrowius (1972). Les « boues rouges » deversées 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, M.J., 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.
- Chasse, C. (1978). The ecological impact on and near shores by the Amoco Cadiz oil spill. *Mar. Pollut. Bull.*, 9(11): 298-301.
- Chryssovergis, F. and P. Panayotidis (1995). Evolution des peuplements macrophytobenthiques le long d'un gradient d'eutrophication (Golfe de Maliakos Mer Egée, Grèce). *Oceanol. Acta*, 18 (6): 649-658.
- 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, K.R. & Warwick, R.M. (1994) *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth: 1-144.
- Clarke, K.R. and Warwick, R.M. (1999). The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 184, 21-29.
- 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, D.W. (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.

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.

EEA, draft. *Report on Europe's biodiversity*.

EEA, (1999a). *State and pressures of the marine and coastal Mediterranean environment*. Environmental assessment series, No 5, 137p.

EEA, (1999b). *Environmental Indicators: Typology and Overview*. European Environment Agency. Technical Report No 25. Copenhagen. 19p.

EEC (2000). Council Directive for a legislative frame and actions for the water policy, 2000/60/EC, *Official Journal of the E.C.* 22/12/2000.

EEA (2001) - Marine Conventions Joint Workshop on Indicators, JRC/Space Application Institute – Ispra, 14-15 June 2001.

EEA (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). Technical report No.. (in press).

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.

EROS, 2000. European River/Ocean System, Sheet No. 94E INCO - INTERNATIONAL COOPERATION.

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.

Fernandez de Puellas, M.L., D. Gras and S. Hernandez-Leon. (2003). Annual Cycle of Zooplankton Biomass, Abundance and Species Composition in the Neritic Area of the Balearic Sea, Western Mediterranean. P.S.Z.N., *Mar. Ecol.*, 24(2): 123-139.

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 Méditerranéenne*. 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.

Galil, B.S. and A. Zenetos, 2002. A sea change – exotics in the eastern Mediterranean. pp325-336 In: E. Leppakoski *et al.*(eds) *Invasive Aquatic Species of Europe*, Kluwer Academic Publishes, Netherlands, 583pp.

Gibbs, P.E. (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.

Glemarec, M. and C. Hily (1981). Perturbation apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portaires. *Acta Oecologica, Oecologica Applic.* 2(2): 139-150.

Gollasch, S. and S. Raaymakers (2003) Harmful aquatic organisms in ballast water. ICES/IOC/IMO Study Group on Ballast Water and other Ship Vectors (SGBOSV) submitted to MARINE ENVIRONMENT PROTECTION COMMITTEE on 23 May 2003, 49th session. MEPC 49/2/21.

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. (2003). Habitat loss with emphasis on the marine coastal environment. Communicant at the IASON Conference on “*Sustainable Marine Ecosystems in the Mediterranean and Black Sea*” Thessaloniki, May, 2003.

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 perturbé: le port de Jijel (est Algerien). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.*, 36: 389.

Grimes, S. and Gueraini, C. (2001b). Etat de référence 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.

Güven, K.G., 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 *Ruditapes 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 Beaufile, 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, S.E. (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.

ICES (2000). *Report of the working group on ecosystem effects of fishing activities*. ICES Copenhagen: 1-93.

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.
- Kovalev, A. V., V. A. Skryabin, Yu. A. Zagorodnyaya, F. Bingel, A. E. Kideys, U. Niermann, Z. Uysal, (1999). The Black Sea Zooplankton: Composition, Spatial/Temporal Distribution and History of Investigations. *Tr. J Zoology*, 23: 195-209.
- Lampadariou, N., Austen, M.C., 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.
- Lambshhead, 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 ecosysteendoelen Noordzee. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg: 5-25.
- Leppakoski, E. O. (1975) Assessment of degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish water environments. *Acta Acad. Abo. (Ser. B)*. 35, 1-90.
- 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, M.G., 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.

MedWaves, 1997, French N° 34, pp 11-13.

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.

Miles, A. & Price, N., 2002. Classifying the ecological quality of transitional waters using benthic macroinvertebrates (soft sediment communities). Environment Agency of England & Wales , R & D Project: E1-116.

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 Evvoikos 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, O.S., 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, 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science*, 2(2): 45-65.

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. Chryssovergis (1998). Végétation benthique des côtes est de l'Attique (mer Egée, Grèce). *Mésogée*, 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.



- Patrìti, G. 1984. Aperçu sur la structure des populations zooplanctoniques de la zone portuaire et du golfe de Fos-sur-mer. *Tethys*, 11(2): 155-161.
- 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. and Picard, J. (1958). -Recherches sur les peuplements benthiques de la Méditerranée Nord-Orientale. *Ann. Inst. Oceanogr.*, 34, 213-281.
- Peres, J.M. and Picard (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stn. mar. Endoume*, 31(47), 137 p.
- Peres, J.M. and 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, R.H. & 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.
- 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 harbour 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, M.A. and Boudouresque, C.F. (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, S.M., 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, J.D., Cardell, M.J. (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.
- Rutzler, K. (1976). Ecology of Tunisian commercial sponges. *Tethys* 7(2-3): 249-264.
- 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, J.I., & González-Oreja, J.A. (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 terrigène côtière soumis à 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.

Scotto di Carlo, B. and A. Ianora, 1983. Standing stocks and species composition of Mediterranean zooplankton. *UNESCO Rep.mar.Sci.*, 20: 59-69.

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. and A. Nicolaidou, (2001). *The Polychaetes (Annelida, Polychaeta) of Greece: checklist, distribution and ecological characteristics*. Accepted for publications in: *Monographs on Marine Sciences*, Series no 4. NCMR. 115pp.

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". *Mediterranean Marine Science*.

Simboura, N. and A. Zenetos, 2002. Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Coefficient. *Mediterranean Marine Science*. 3/2: 77-111.

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.

Siokou-Frangou, I., and E. Papathanassiou, 1991. Differentiation of zooplankton populations in a polluted area. *Mar.Ecol.Prog.Ser.*, 76: 41-51.

Siokou-Frangou, I., G. Verriopoulos, C. Yannopoulos and M.Moraitou-Apostolopoulou, 199?. Differentiation of zooplankton communities in two neighbouring shallow areas. Pp 87-97 In: *Biology and Ecology of Shallow coastal areas 28<sup>th</sup> EMBS*, (ed A. Eleftheriou), Olsen & Olsen, Denmark.

Skoufas, G., M. Poulicek and C.C. Chintiroglou (1996). Étude préliminaire de la biométrie d'*Eunicella singularis* (Esper, 1794) (Gorgonacea, Anthozoa) à la Mer Egée. *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, J.W., Blaevoet, A., Ghilini, S., Bartocci, J., Horvat, M. (1996). Contamination of Mediterranean (Cote 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.

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

UNEP RAC/SPA. (1997a). *Critical habitats and ecosystems, and endangered species in the Mediterranean Sea*. Tunisia, pp 52.

UNEP RAC/SPA. (1998b). *Interaction of fishing activities with cetacean populations in the Mediterranean Sea*. UNEP (OCA)MED WG 146.4, Arta, Greece, pp. 27.

UNEP RAC/SPA. (1998c). *Review and analysis of the available knowledge of marine turtle nesting and population dynamics in the Mediterranean*. Arta, Greece, pp. 28.

UNEP RAC/SPA. (1999a). *Status of Mediterranean monk seal populations*. pp. 60.

UNEP RAC/SPA. (1999b). *Draft revised action plan for the conservation of Mediterranean marine turtle*. Malta, pp. 8.

UNEP RAC/SPA. (1999c). *Interaction of Marine Turtles with Fisheries in the Mediterranean*. pp. 60.

UNEP RAC/SPA. (1999d). *Draft action plan for the conservation of marine vegetation in the Mediterranean Sea*. Malta, pp. 8.

UNEP (1998). *Report on the workshop on invasive Caulerpa species in the Mediterranean*. MAP workshop, Heraklion, Crete, Greece, 18-20 March 1998. UNEP (OCA)/MED WG. 139/4 16p.

UNEP/RAMOGÉ (1999). *Manual on the biomarkers recommended for the MED-POL biomonitoring programme*. UNEP/MAP, Athens, pp. 92.

UNEP (1999). *Draft reference list of species for the selection of sites to be included in the national inventories of natural sites of conservation interest*. Athens, Greece, pp. 4.

UNEP/IUCN (1994). *Technical report on the state of cetaceans in the Mediterranean*. MAP Technical Reports Series No 82. UNEP, RAC/SPA, Tunis, pp. 37.

UNEP-RAC/SPA. (1998a). *Cetacean populations in the Mediterranean Sea: evaluation of the knowledge on the status of species*. UNEP (OCA)MED WG 146.3, Arta, Greece, pp. 46.

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

Vyverman, W., Chepurnov V., Mulaert K., Coequyt C., Vanhoutte K., Veleyn 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, R.M. & Clarke, K.R. (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.

Wilson, J. G. (1994). The role of bioindicators in estuarine management. *Estuaries*. 17, 94-101.

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.

## **LIST OF MAP TECHNICAL SERIES REPORTS**

***Please note that the MTS Reports are available from our web site at [www.unepmap.org](http://www.unepmap.org)***

**MTS 153.** UNEP/MAP/MED POL/WHO: **Guidelines for the management of industrial wastewater for the Mediterranean Region.** MAP Technical Reports Series No. 153, UNEP/MAP, Athens, 2004. (English, French).

**MTS 152.** UNEP/MAP/MED POL/WHO: **Guidelines on sewage treatment and disposals for the Mediterranean Region.** MAP Technical Reports Series No. 152, UNEP/MAP, Athens, 2004. (English, French).

**MTS 151.** UNEP/MAP/MED POL: **Guidelines for river (including estuaries) pollution monitoring programme for the Mediterranean Region.** MAP Technical Reports Series No. 151, UNEP/MAP, Athens, 2004. (English, French).

**MTS 150.** UNEP/MAP/MED POL/WHO: **Reference handbook on environmental compliance and enforcement in the Mediterranean region.** MAP Technical Reports Series No. 150, UNEP/MAP, Athens, 2004. (English, French).

**MTS 149.** UNEP/MAP/MED POL/WHO: **Guidelines on environmental inspection systems for the Mediterranean region (WHO/MED POL).** MAP Technical Reports Series No. 149, UNEP/MAP, Athens, 2004. (English, French).

**MTS 148.** UNEP/MAP/MED POL/WHO: **Guidelines on management of coastal litter for the Mediterranean region (WHO/MED POL).** MAP Technical Reports Series No. 148, UNEP/MAP, Athens, 2004. (English, French).

**MTS 147.** UNEP/MAP/MED POL: **Plan for the management of hazardous waste, including inventory of hazardous waste in the Mediterranean region.** MAP Technical Reports Series No. 147, UNEP/MAP, Athens, 2004. (English, French).

**MTS 146.** UNEP/MAP/RAC/CP: **Guidelines for the application of Best Available Techniques (BATs), Best Environmental Practices (BEPs) and Cleaner Technologies (CTs) in industries of the Mediterranean countries.** MAP Technical Reports Series No. 146, UNEP/MAP, Athens, 2004. (English, French).

**MTS 145.** UNEP/MAP/RAC/CP: **Plan for the reduction by 20% by 2010 of the generation of hazardous wastes from industrial installations for the Mediterranean region.** MAP Technical Reports Series No. 145 UNEP/MAP, Athens, 2004. (English, French).

**MTS 144.** UNEP/MAP/MED POL: **Plan on reduction of input of BOD by 50% by 2010 from industrial sources for the Mediterranean region.** MAP Technical Reports Series No. 144, UNEP/MAP, Athens, 2004. (English, French, Arabic).

**MTS 143.** UNEP/MAP/RAC/CP: **Guidelines for the application of Best Environmental Practices (BEPs) for the rational use of fertilisers and the reduction of nutrient loss from agriculture for the Mediterranean region.** MAP Technical Reports Series No. 143, UNEP/MAP, Athens, 2004. (English, French, Arabic).

**MTS 142.** UNEP/MAP/RAC/CP: **Guidelines for the application of Best Available Techniques (BATs) and Best Available Practices (BEPs) in industrial sources of BOD, nutrients and suspended solids for the Mediterranean region.** MAP Technical Reports Series No. 142, UNEP/MAP, Athens, 2004. (English, French).

**MTS 141.** UNEP/MAP/MED POL: **Riverine transport of water, sediments and pollutants to the Mediterranean Sea.** MAP Technical Reports Series No. 141, UNEP/MAP, Athens, 2003.

**MTS 140.** UNEP/MAP/MED POL: **Mariculture in the Mediterranean.** MAP Technical Reports Series No. 140, UNEP/MAP, Athens, 2004. (IN PUBLICATION)

**MTS 139.** UNEP/MAP/MED POL: **Sea Water Desalination in the Mediterranean: Assessment and Guidelines.** MAP Technical Reports Series No. 139, UNEP/MAP, Athens, 2003. (English and French)

**MTS 138.** UNEP/MAP/PAP : **MAP CAMP Project "Malta": Final Integrated Project Document and Selected Thematic Documents.** MAP Technical Report Series No. 138, UNEP/MAP, Athens, 2002. (English).

**MTS 137.** UNEP/MAP/BLUE PLAN : **Free Trade and the Environment in the Euro-Mediterranean Context, Montpellier/Mèze, France, 5 – 8 October 2000:** Volume I: Technical Report of the Workshop; Volume II: Regional and International Studies; Volume III: National Studies; Volume IV: Environmental Aspects of Association Agreements. MAP Technical Report Series No. 137, (4 Vols), UNEP/MAP, Athens, 2002. **Libre-échange et**

**environnement dans le contexte euro-méditerranéen : Montpellier/Mèze, France, 5 – 8 octobre 2000** (Parts in English & French).

**MTS 136.** UNEP/MAP/MED POL: **Guidelines for the management of fish waste or organic materials resulting from the processing of fish and other marine organisms.** MAP Technical Report Series No. 136, UNEP/MAP, Athens, 2002. (English, French, Spanish & Arabic).

**MTS 135.** PNUE/PAM: **PAC DU PAM "Zone côtière de Sfax": Synthèse des études du projet, rapport de la réunion de clôture et autres documents choisis.** No. 135 de la Série des rapports techniques du PAM, PNUE/PAM, Athènes, 2001. (French ).

**MTS 134.** UNEP/MAP/PAP: **MAP CAMP Project "Israel": Final Integrated Report and Selected Documents.** MAP Technical Reports Series No. 134, UNEP/MAP, Athens, 2001. (English).

**MTS 133.** UNEP/MAP: **Atmospheric Transport and Deposition of Pollutants into the Mediterranean Sea: Final Reports on Research Projects.** MAP Technical Reports Series No. 133, UNEP/MAP, Athens, 2001. (English).

**MTS 132.** UNEP/MAP/WHO: **Remedial Actions for Pollution Mitigation and Rehabilitation in Cases of Non-compliance with Established Criteria.** MAP Technical Reports Series No. 132, UNEP/MAP, Athens 2001. (English).

**MTS 131.** UNEP/MAP: **MAP CAMP Project "Fuka-Matrouh", Egypt: Final Integrated Report and Selected Documents.** MAP Technical Reports Series No. 131, (2 Vols.), UNEP/MAP, Athens, 2001. (English).

**MTS 130.** UNEP/MAP/WMO: **Atmospheric Input of Persistent Organic Pollutants to the Mediterranean Sea.** MAP Technical Reports Series No. 130, UNEP/MAP, Athens, 2001. (English).

**MTS 129.** UNEP/MED POL: **Guidelines for the Management of Dredged Material.** MAP Technical Reports Series No. 129, UNEP, Athens 2000. (English, French, Spanish and Arabic). PNUE/MED POL: **Lignes Directrices pour la gestion des matériaux de dragage.** (Anglais, français, espagnol et arabe).

**MTS 128.** UNEP/MED POL/WHO: **Municipal Wastewater Treatment Plants in Mediterranean Coastal Cities.** MTS no. 128, UNEP, Athens 2000 (English and French). PNUE/MED POL/OMS: **Les Stations d'épuration des eaux usées municipales dans les villes cotières de la Méditerranée.** (Anglais et français).

**MTS 127.** UNEP/BLUE PLAN: **Minutes of the Seminar, Territorial Prospective in the Mediterranean and the Approach by Actors,** Sophia Antipolis, France, 7-9 November 1996. MTS No. 127, UNEP, Athens 2000. PNUE: **Actes du séminaire, La prospective territoriale en Méditerranée et l'approche par acteurs,** Sophia Antipolis, 7-9 novembre 1996. (In French with English introduction and 1 paper).

**MTS 126.** UNEP/MCSD/Blue Plan: **Report of the Workshop on Tourism and Sustainable Development in the Mediterranean,** Antalya, Turkey, 17-19 September 1998. MAP Technical Reports Series No. 126, UNEP, Athens 1999. (English and French). PNUE/CMDD/Plan Bleu: **Rapport de l'atelier sur le tourisme et le développement durable en Méditerranée,** Antalya, Turquie, 17-19 septembre 1998. (Anglais et français).

**MTS 125.** UNEP: **Proceedings of the Workshop on Invasive *Caulerpa* Species in the Mediterranean,** Heraklion, Crete, Greece, 18-20 March 1998. MAP Technical Reports Series No. 125, UNEP, Athens 1999. (317 pgs). (English and French). PNUE: **Actes de l'atelier sur les especes *Caulerpa* invasives en Méditerranée,** Heraklion, Crète, Grèce, 18-20 mars 1998. (Anglais et français).

**MTS 124.** UNEP/WHO: **Identification of Priority Hot Spots and Sensitive Areas in the Mediterranean.** MAP Technical Reports Series No. 124. UNEP, Athens, 1999. PNUE/OMS: **Identification des "Points Chauds" et "Zones Sensibles" de pollution prioritaire en Méditerranée.**

**MTS 123.** UNEP/WMO: **MED POL Manual on Sampling and Analysis of Aerosols and Precipitation for Major Ions and Trace Elements.** MAP Technical Reports Series No. 123. UNEP, Athens, 1998.

**MTS 122.** UNEP/WMO: **Atmospheric Input of Mercury to the Mediterranean Sea.** MAP Technical Reports Series No. 122. Athens, 1998, (78 pages).

**MTS 121.** PNUE: **MED POL Phase III. Programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution dans la région Méditerranéenne (1996-2005).** MAP Technical Reports Series No. 121. Athens 1998, (123 pgs). (In publication)

**MTS 120.** UNEP: **MED POL Phase III. Programme for the Assessment and Control of Pollution in the Mediterranean Region (1996-2005).** MAP Technical Reports Series No. 120. UNEP, Athens, 1998, (120 pgs).



**MTS 119.** UNEP: **Strategic Action Programme to Address Pollution from Land-Based Activities.** MAP Technical Reports Series No. 119. UNEP, Athens, 1998, (178 pgs) (English and French) PNUE: **Programme d'Actions Stratégiques visant à combattre la pollution due à des activités menées à terre.** (Français et anglais)

**MTS 118.** UNEP/WMO: **The Input of Anthropogenic Airborne Nitrogen to the Mediterranean Sea through its Watershed.** MAP Technical Reports Series No. 118. UNEP, Athens, 1997 (95 pgs.) (English).

**MTS 117.** UNEP: **La Convention de Barcelone pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et le développement durable.** MAP Technical Reports Series No. 117. UNEP, Athens, 1997 (97 pgs.) (Français seulement).

**MTS 116.** UNEP/IAEA: **Data Quality Review for MED POL (1994-1995), Evaluation of the analytical performance of MED POL laboratories during 1994-1995 in IAEA/UNEP laboratory performance studies for the determination of trace elements and trace organic contaminants in marine biological and sediment samples.** MAP Technical Reports Series No. 116. UNEP, Athens, 1997 (126 pgs.) (English).

**MTS 115.** UNEP/BP **Methodes et outils pour les etudes systemiques et prospectives en Méditerranée, PB/RAC, Sophia Antipolis, 1996.** MAP Technical Reports Series No. 115. UNEP/BP, Athens, 1996 (117 pgs.) (français seulement).

**MTS 114.** UNEP: **Workshop on policies for sustainable development of Mediterranean coastal areas, Santorini Island, 26-27 April 1996. Presentation by a group of experts.** MAP Technical Reports Series No. 114. UNEP, Athens, 1996 (184 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE: **Journées d'étude sur les politiques de développement durable des zones côtières méditerranéennes, Ile de Santorin, 26-27 avril 1996. Communications par un groupe d'experts.** (Parties en anglais ou français seulement).

**MTS 113.** UNEP/IOC: **Final reports of research projects on transport and dispersion (Research Area II) - Modelling of eutrophication and algal blooms in the Thermaikos Gulf (Greece) and along the Emilia Romagna Coast (Italy).** MAP Technical Reports Series No. 113. UNEP, Athens, 1996 (118 pgs.) (English).

**MTS 112.** UNEP/WHO: **Guidelines for submarine outfall structures for Mediterranean small and medium-sized coastal communities.** MAP Technical Reports Series No. 112. UNEP, Athens, 1996 (98 pgs.) (English and French). PNUE/OMS: **Lignes directrices pour les émissaires de collectivités côtières de petite et moyenne taille en Méditerranée.**

**MTS 111.** UNEP/WHO: **Guidelines for treatment of effluents prior to discharge into the Mediterranean Sea.** MAP Technical Reports Series No. 111. UNEP, Athens, 1996 (247 pgs.) (English).

**MTS 110.** UNEP/WHO: **Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by anionic detergents.** MAP Technical Reports Series No. 110. UNEP, Athens, 1996 (260 pgs.) (English and French). PNUE/OMS: **Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les détergents anioniques.**

**MTS 109.** UNEP/WHO: **Survey of pollutants from land-based sources in the Mediterranean.** MAP Technical Reports Series No. 109. UNEP, Athens, 1996 (188 pgs.) (English and French). PNUE/OMS: **Evaluation de l'enquête sur les polluants d'origine tellurique en Méditerranée (MED X BIS).**

**MTS 108.** UNEP/WHO: **Assessment of the state of microbiological pollution of the Mediterranean Sea.** MAP Technical Reports Series No. 108. UNEP, Athens, 1996 (270 pgs.) (English and French). PNUE/OMS: **Evaluation de l'état de la pollution microbiologique de la mer Méditerranée.**

**MTS 107.** UNEP/WHO: **Guidelines for authorization for the discharge of liquid wastes into the Mediterranean Sea.** MAP Technical Reports Series No. 107. UNEP, Athens, 1996 (200 pgs.) (English and French). PNUE/OMS: **Lignes directrices concernant les autorisations de rejet de déchets liquides en mer Méditerranée.** MAP Technical Reports Series No. 107. UNEP, Athens, 1996 (200 pgs.).

**MTS 106.** UNEP/FAO/WHO: **Assessment of the state of eutrophication in the Mediterranean Sea.** MAP Technical Reports Series No. 106. UNEP, Athens, 1996 (456 pgs.) (English and French). PNUE/FAO/OMS: **Evaluation de l'état de l'eutrophisation en mer Méditerranée.**

**MTS 105.** UNEP/FAO/WHO: **Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by zinc, copper and their compounds.** MAP Technical Reports Series No. 105. UNEP, Athens, 1996 (288 pgs.) (English and French). PNUE/FAO/OMS: **Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par le zinc, le cuivre et leurs composés.**

**MTS 104.** UNEP/FAO: **Final reports on research projects dealing with eutrophication and heavy metal accumulation.** MAP Technical Reports Series No. 104. UNEP, Athens, 1996 (156 pgs.) (English and French). PNUE/FAO: **Rapports finaux sur les projets de recherche relatifs à l'eutrophisation et à l'accumulation des métaux lourds.**

**MTS 103.** UNEP/FAO: **Final reports on research projects dealing with biological effects (Research Area III).** MAP Technical Reports Series No. 103. UNEP, Athens, 1996 (128 pgs.) (English and French). PNUE/FAO: **Rapports finaux sur les projets de recherche relatifs aux effets biologiques (Domaine de Recherche III).**

**MTS 102.** UNEP: **Implications of Climate Change for the Coastal Area of Fuka-Matrouh (Egypt).** MAP Technical Reports Series No. 102. UNEP, Athens, 1996 (238 pgs.) (English).

**MTS 101.** PNUE: **Etat du milieu marin et du littoral de la région méditerranéenne.** MAP Technical Reports Series No. 101. UNEP, Athens, 1996 (148 pgs.) (français seulement).

**MTS 100.** UNEP: **State of the Marine and Coastal Environment in the Mediterranean Region.** MAP Technical Reports Series No. 100. UNEP, Athens, 1996 (142 pgs.) (English).

**MTS 99.** UNEP: **Implications of Climate Change for the Sfax Coastal Area (Tunisia).** MAP Technical Reports Series No. 99. UNEP, Athens, 1996 (326 pgs.) (English and French). PNUE: **Implications des changements climatiques sur la zone côtière de Sfax.**

**MTS 98.** UNEP: **Implications of Climate Change for the Albanian Coast.** MAP Technical Reports Series No. 98. UNEP, Athens, 1996 (179 pgs.) (English).

**MTS 97.** UNEP/FAO: **Final reports of research projects on effects (Research Area III) - Pollution effects on marine communities.** MAP Technical Reports Series No. 97. UNEP, Athens, 1996 (141 pgs.) (English and French). PNUE/FAO: **Rapports finaux des projets de recherche sur les effets (Domaine de recherche III) - Effets de la pollution sur les communautés marines.**

**MTS 96.** UNEP/FAO: **Final reports of research projects on effects (Research Area III) - Pollution effects on plankton composition and spatial distribution, near the sewage outfall of Athens (Saronikos Gulf, Greece).** MAP Technical Reports Series No. 96. UNEP, Athens, 1996 (121 pgs.) (English).

**MTS 95.** UNEP: **Common measures for the control of pollution adopted by the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Mediterranean Sea against Pollution.** MAP Technical Reports Series No 95. UNEP, Athens, 1995 (69 pgs.) (English and French). PNUE: **Mesures communes de lutte contre la pollution adoptées par les Parties contractantes à la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution.**

**MTS 94.** UNEP: **Proceedings of the Workshop on Application of Integrated Approach to Development, Management and Use of Water Resources.** MAP Technical Reports Series No. 94. UNEP, Athens, 1995 (214 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE: **Actes de l'Atelier sur l'application d'une approche intégrée au développement, à la gestion et à l'utilisation des ressources en eau.** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 93.** UNEP/WHO: **Epidemiological studies related to the environmental quality criteria for bathing waters, shellfish-growing waters and edible marine organisms.** MAP Technical Reports Series No. 93. UNEP, Athens, 1995 (118 pgs.) (English).

**MTS 92.** UNEP/WHO: **Assessment of the State of Pollution in the Mediterranean Sea by Carcinogenic, Mutagenic and Teratogenic Substances.** MAP Technical Reports Series No. 92. UNEP, Athens, 1995 (238 pgs.) (English).

**MTS 91.** PNUE: **Une contribution de l'écologie à la prospective. Problèmes et acquis.** MAP Technical Reports Series No. 91. Sophia Antipolis, 1994 (162 pgs.) (français seulement).

**MTS 90.** UNEP: **Iskenderun Bay Project. Volume II. Systemic and Prospective Analysis.** MAP Technical Report Series No. 90. Sophia Antipolis, 1994 (142 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE: **Projet de la Baie d'Iskenderun. Volume II. Analyse systémique et prospective.** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 89.** UNEP: **Iskenderun Bay Project. Volume I. Environmental Management within the Context of Environment-Development.** MAP Technical Reports Series No. 89. UNEP, Blue Plan Regional Activity Centre, Sophia Antipolis, 1994 (144 pgs.) (English).

**MTS 88.** UNEP: **Proceedings of the Seminar on Mediterranean Prospective.** MAP Technical Reports Series No. 88. UNEP, Blue Plan Regional Activity Centre, Sophia Antipolis, 1994 (176 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE: **Actes du Séminaire débat sur la prospective méditerranéenne.** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 87.** UNEP/WHO: **Identification of microbiological components and measurement development and testing of methodologies of specified contaminants (Area I) - Final reports on selected microbiological projects.** MAP Technical Reports Series No. 87. UNEP, Athens, 1994 (136 pgs.) (English).

**MTS 86.** UNEP: **Monitoring Programme of the Eastern Adriatic Coastal Area - Report for 1983-1991.** MAP Technical Report Series No. 86. Athens, 1994 (311 pgs.) (English).

**MTS 85.** UNEP/WMO: **Assessment of Airborne Pollution of the Mediterranean Sea by Sulphur and Nitrogen Compounds and Heavy Metals in 1991.** MAP Technical Report Series No. 85. Athens, 1994 (304 pgs.) (English).

**MTS 84.** UNEP: **Integrated Management Study for the Area of Izmir.** MAP Technical Reports Series No. 84. UNEP, Regional Activity Centre for Priority Actions Programme, Split, 1994 (130 pgs.) (English).

**MTS 83.** PNUE/UICN: **Les aires protégées en Méditerranée. Essai d'étude analytique de la législation pertinente.** MAP Technical Reports Series No. 83. PNUE, Centre d'activités régionales pour les aires spécialement protégées, Tunis, 1994 (55 pgs) (français seulement).

**MTS 82.** UNEP/IUCN: **Technical report on the State of Cetaceans in the Mediterranean.** MAP Technical Reports Series No. 82. UNEP, Regional Activity Centre for Specially Protected Areas, Tunis, 1994 (37 pgs.) (English).

**MTS 81.** UNEP/IAEA: **Data quality review for MED POL: Nineteen years of progress.** MAP Technical Reports Series No. 81. UNEP, Athens, 1994 (79 pgs.) (English).

**MTS 80.** UNEP/FAO: **Final reports on research projects dealing with the effects of pollutants on marine organisms and communities.** MAP Technical Reports Series No. 80. UNEP, Athens, 1994 (123 pgs.) (English).

**MTS 79.** UNEP/FAO: **Final reports on research projects dealing with toxicity of pollutants on marine organisms.** MAP Technical Reports Series No. 79. UNEP, Athens, 1994 (135 pgs.) (Parts in English or French only).  
PNUE/FAO: **Rapports finaux sur les projets de recherche traitant de la toxicité des polluants sur les organismes marins.** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 78.** UNEP/FAO: **Final reports on research projects dealing with eutrophication problems.** MAP Technical Reports Series No. 78. UNEP, Athens, 1994 (139 pgs.) (English).

**MTS 77.** UNEP/FAO/IAEA: **Designing of monitoring programmes and management of data concerning chemical contaminants in marine organisms.** MAP Technical Reports Series No. 77. UNEP, Athens, 1993 (236 pgs.) (English).

**MTS 76.** UNEP/WHO: **Biogeochemical Cycles of Specific Pollutants (Activity K): Survival of Pathogens.** MAP Technical Reports Series No. 76. UNEP, Athens, 1993 (68 pgs.) (English and French).  
PNUE/OMS: **Cycles biogéochimiques de polluants spécifiques (Activité K): Survie des pathogènes.**

**MTS 75.** UNEP/WHO: **Development and Testing of Sampling and Analytical Techniques for Monitoring of Marine Pollutants (Activity A).** MAP Technical Reports Series No. 75. UNEP, Athens, 1993 (90 pgs.) (English).

**MTS 74.** UNEP/FIS: **Report of the Training Workshop on Aspects of Marine Documentation in the Mediterranean.** MAP Technical Reports Series No. 74. UNEP, Athens, 1993 (38 pgs.) (English).

**MTS 73.** UNEP/FAO: **Final Reports on Research Projects Dealing with the Effects of Pollutants on Marine Communities and Organisms.** MAP Technical Reports Series No. 73. UNEP, Athens, 1993 (186 pgs.) (English and French).  
PNUE/FAO: **Rapports finaux sur les projets de recherche traitant des effets de polluants sur les communautés et les organismes marins.**

**MTS 72.** UNEP: **Costs and Benefits of Measures for the Reduction of Degradation of the Environment from Land-based Sources of Pollution in Coastal Areas. A - Case Study of the Bay of Izmir. B - Case Study of the Island of Rhodes.** MAP Technical Reports Series No. 72. UNEP, Athens, 1993 (64 pgs.) (English).

**MTS 71.** UNEP/FAO/IOC: **Selected techniques for monitoring biological effects of pollutants in marine organisms.** MAP Technical Reports Series No. 71. UNEP, Athens, 1993 (189 pgs.) (English).

**MTS 70.** UNEP/IAEA/IOC/FAO: **Organohalogen Compounds in the Marine Environment: A Review.** MAP Technical Reports Series No. 70. UNEP, Athens, 1992 (49 pgs.) (English).

**MTS 69.** UNEP/FAO/IOC: **Proceedings of the FAO/UNEP/IOC Workshop on the Biological Effects of Pollutants on Marine Organisms (Malta, 10-14 September 1991), edited by G.P. Gabrielides.** MAP Technical Reports Series No. 69. UNEP, Athens, 1992 (287 pgs.) (English).

- MTS 68.** UNEP/FAO/IOC: **Evaluation of the Training Workshops on the Statistical Treatment and Interpretation of Marine Community Data.** MAP Technical Reports Series No. 68. UNEP, Athens, 1992 (221 pgs.) (English).
- MTS 67.** UNEP/IOC: **Applicability of Remote Sensing for Survey of Water Quality Parameters in the Mediterranean. Final Report of the Research Project.** MAP Technical Reports Series No. 67. UNEP, Athens, 1992 (142 pgs.) (English).
- MTS 66.** UNEP/CRU: **Regional Changes in Climate in the Mediterranean Basin Due to Global Greenhouse Gas Warming.** MAP Technical Reports Series No. 66. UNEP, Athens, 1992 (172 pgs.) (English).
- MTS 65.** UNEP: **Directory of Mediterranean Marine Environmental Centres.** MAP Technical Reports Series No. 65, UNEP, Athens, 1992 (351 pgs.) (English and French). PNUE: **Répertoire des centres relatifs au milieu marin en Méditerranée.**
- MTS 64.** UNEP/WMO: **Airborne Pollution of the Mediterranean Sea. Report and Proceedings of the Second WMO/UNEP Workshop.** MAP Technical Reports Series No. 64. UNEP, Athens, 1992 (246 pgs.) (English).
- MTS 63.** PNUE/OMS: **Cycles biogéochimiques de polluants spécifiques (Activité K) - Survie des pathogènes - Rapports finaux sur les projets de recherche (1989-1991).** MAP Technical Reports Series No. 63. UNEP, Athens, 1992 (86 pgs.) (français seulement).
- MTS 62.** UNEP/IAEA: **Assessment of the State of Pollution of the Mediterranean Sea by Radioactive Substances.** MAP Technical Reports Series No. 62, UNEP, Athens, 1992 (133 pgs.) (English and French). PNUE/AIEA: **Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les substances radioactives.**
- MTS 61.** UNEP: **Integrated Planning and Management of the Mediterranean Coastal Zones. Documents produced in the first and second stage of the Priority Action (1985-1986).** MAP Technical Reports Series No. 61. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1991 (437 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE: **Planification intégrée et gestion des zones côtières méditerranéennes. Textes rédigés au cours de la première et de la deuxième phase de l'action prioritaire (1985-1986).** (parties en anglais ou français seulement).
- MTS 60.** UNEP/WHO: **Development and testing of sampling and analytical techniques for monitoring of marine pollutants (Activity A): Final reports on selected microbiological projects (1987-1990).** MAP Technical Reports Series No. 60. UNEP, Athens, 1991 (76 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE/OMS: **Mise au point et essai des techniques d'échantillonnage et d'analyse pour la surveillance continue des polluants marins (Activité A): Rapports finaux sur certains projets de nature microbiologique (1987-1990).** (parties en anglais ou français seulement).
- MTS 59.** UNEP/FAO/IAEA: **Proceedings of the FAO/UNEP/IAEA Consultation Meeting on the Accumulation and Transformation of Chemical contaminants by Biotic and Abiotic Processes in the Marine Environment (La Spezia, Italy, 24-28 September 1990), edited by G.P. Gabrielides.** MAP Technical Reports Series No. 59. UNEP, Athens, 1991 (392 pgs.) (English).
- MTS 58.** UNEP/FAO/WHO/IAEA: **Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by organophosphorus compounds.** MAP Technical Reports Series No. 58. UNEP, Athens, 1991 (122 pgs.) (English and French). PNUE/FAO/OMS/AIEA: **Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les composés organophosphorés.**
- MTS 57.** UNEP/WHO: **Research on the toxicity, persistence, bioaccumulation, carcinogenicity and mutagenicity of selected substances (Activity G): Final reports on projects dealing with carcinogenicity and mutagenicity.** MAP Technical Reports Series No. 57. UNEP, Athens, 1991 (59 pgs.) (English).
- MTS 56.** UNEP/IOC/FAO: **Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by persistent synthetic materials, which may float, sink or remain in suspension.** MAP Technical Reports Series No. 56. UNEP, Athens, 1991 (113 pgs.) (English and French). PNUE/COI/FAO: **Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les matières synthétiques persistantes qui peuvent flotter, couler ou rester en suspension.**
- MTS 55.** UNEP/WHO: **Biogeochemical cycles of specific pollutants (Activity K): Final report on project on survival of pathogenic organisms in seawater.** MAP Technical Reports Series No. 55. UNEP, Athens, 1991 (95 pgs.) (English).
- MTS 54.** UNEP/WHO: **Development and testing of sampling and analytical techniques for monitoring of marine pollutants (Activity A): Final reports on selected microbiological projects.** MAP Technical Reports Series No. 54. UNEP, Athens, 1991 (83 pgs.) (English).

**MTS 53.** UNEP/WHO: **Epidemiological studies related to environmental quality criteria for bathing waters, shellfish-growing waters and edible marine organisms (Activity D). Final report on epidemiological study on bathers from selected beaches in Malaga, Spain (1988-1989).** MAP Technical Reports Series No. 53. UNEP, Athens, 1991 (127 pgs.) (English).

**MTS 52.** UNEP/FAO: **Final reports on research projects dealing with bioaccumulation and toxicity of chemical pollutants.** MAP Technical Reports Series No. 52. UNEP, Athens, 1991 (86 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE/FAO: **Rapports finaux sur les projets de recherche traitant de la bioaccumulation et de la toxicité des polluants chimiques.** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 51.** UNEP/FAO: **Final reports on research projects dealing with mercury, toxicity and analytical techniques.** MAP Technical Reports Series No. 51. UNEP, Athens, 1991 (166 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE/FAO: **Rapports finaux sur les projets de recherche traitant du mercure, de la toxicité et des techniques analytiques.** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 50.** UNEP: **Bibliography on marine litter.** MAP Technical Reports Series No. 50. UNEP, Athens, 1991 (62 pgs.) (English).

**MTS 49.** UNEP/WHO: **Biogeochemical cycles of specific pollutants. Survival of pathogens. Final reports on research projects (Activity K).** MAP Technical Reports Series No. 49. UNEP, Athens, 1991 (71 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE/OMS: **Cycles biogéochimiques de polluants spécifiques. Survie des Pathogènes. Rapports finaux sur les projets de recherche (activité K).** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 48.** UNEP/FAO: **Final reports on research projects (Activity G).** MAP Technical Reports Series No. 48. UNEP, Athens, 1991 (126 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE/FAO: **Rapports finaux sur les projets de recherche (Activité G).** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 47.** UNEP: **Jellyfish blooms in the Mediterranean. Proceedings of the II workshop on jellyfish in the Mediterranean Sea.** MAP Technical Reports Series No.47. UNEP, Athens, 1991 (320 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE: **Les prolifération's de medusas en Méditerranée. Actes des IIèmes journées d'étude sur les méduses en mer Méditerranée.** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 46.** UNEP/WHO: **Epidemiological studies related to environmental quality criteria for bathing waters, shellfish-growing waters and edible marine organisms (Activity D). Final report on project on relationship between microbial quality of coastal seawater and rotavirus-induced gastro-enteritis among bathers (1986-88).** MAP Technical Reports Series No.46. UNEP, Athens, 1991 (64 pgs.) (English).

**MTS 45.** UNEP/IAEA: **Transport of pollutants by sedimentation: Collected papers from the first Mediterranean Workshop (Villefranche-sur-Mer, France, 10-12 December 1987).** MAP Technical Reports Series No. 45. UNEP, Athens, 1990 (302 pgs.) (English).

**MTS 44.** UNEP: **Bibliography on aquatic pollution by organophosphorus compounds.** MAP Technical Reports Series No. 44. UNEP, Athens, 1990 (98 pgs.) (English).

**MTS 43.** PNUE/UICN/GIS **Posidonie: Livre rouge "Gérard Vuignier" des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée.** MAP Technical Reports Series No. 43. UNEP, Athens, 1990 (250 pgs.) (français seulement).

**MTS 42.** UNEP/IUCN: **Report on the status of Mediterranean marine turtles.** MAP Technical Reports Series No. 42. UNEP, Athens, 1990 (204 pgs.) (English and French). PNUE/IUCN: **Rapport sur le statut des tortues marines de Méditerranée.** MAP Technical Reports Series No. 42. UNEP, Athens, 1990 (204 pgs.).

**MTS 41.** UNEP: **Wastewater reuse for irrigation in the Mediterranean region.** MAP Technical Reports Series No. 41. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1990 (330 pgs.) (English and French). PNUE: **Réutilisation agricole des eaux usées dans la région méditerranéenne.**

**MTS 40.** UNEP/FAO: **Final reports on research projects (Activities H, I and J).** MAP Technical Reports Series No. 40. UNEP, Athens, 1990 (125 pgs.) (English and French). PNUE/FAO: **Rapports finaux sur les projets de recherche (Activités H, I et J).** MAP Technical Reports Series No. 40. UNEP, Athens, 1990 (125 pgs.).

**MTS 39.** UNEP/FAO/WHO/IAEA: **Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by organohalogen compounds.** MAP Technical Reports Series No. 39. UNEP, Athens, 1990 (224 pgs.) (English and French). PNUE/FAO/OMS/AIEA: **Evaluation de l'état de la pollution par les composés organohalogénés.**

**MTS 38.** UNEP: **Common measures adopted by the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Mediterranean Sea against pollution.** MAP Technical Reports Series No. 38. UNEP, Athens, 1990 (100 pgs.) (English, French, Spanish and Arabic). PNUÉ: **Mesures communes adoptées par les Parties Contractantes à la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution.** PNUÉ: **Medidas comunes adoptadas por las Partes Contratantes en el convenio para la Protección del Mar Mediterraneo contra la Contaminación.**

**MTS 37.** UNEP/FAO: **Final reports on research projects dealing with eutrophication and plankton blooms (Activity H).** MAP Technical Reports Series No. 37. UNEP, Athens, 1990 (74 pgs.) (Parts in English or French only). PNUÉ/FAO: **Rapports finaux sur les projets de recherche consacrés à l'eutrophisation et aux efflorescences de plancton (Activité H).** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 36.** PNUÉ/UCIN: **Répertoire des aires marines et côtières protégées de la Méditerranée. Première partie - Sites d'importance biologique et écologique.** MAP Technical Reports Series No. 36. UNEP, Athens, 1990 (198 pgs.) (français seulement).

**MTS 35.** UNEP: **Bibliography on marine pollution by organotin compounds.** MAP Technical Reports Series No. 35. UNEP, Athens, 1989 (92 pgs.) (English).

**MTS 34.** UNEP/FAO/WHO: **Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by cadmium and cadmium compounds.** MAP Technical Reports Series No. 34. UNEP, Athens, 1989 (175 pgs.) (English and French). PNUÉ/FAO/OMS: **Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par le cadmium et les composés de cadmium.**

**MTS 33.** UNEP/FAO/WHO/IAEA: **Assessment of organotin compounds as marine pollutants in the Mediterranean.** MAP Technical Reports Series No. 33. UNEP, Athens, 1989 (185 pgs.) (English and French). PNUÉ/FAO/OMS/AIEA: **Evaluation des composés organostanniques en tant que polluants du milieu marin en Méditerranée.**

**MTS 32.** UNEP/FAO: **Biogeochemical cycles of specific pollutants (Activity K).** MAP Technical Reports Series No. 32. UNEP, Athens, 1989 (139 pgs.) (Parts in English or French only). PNUÉ/FAO: **Cycles biogéochimiques de polluants spécifiques (Activité K).** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 31.** UNEP/WMO: **Airborne pollution of the Mediterranean Sea. Report and proceedings of a WMO/UNEP Workshop.** MAP Technical Reports Series No. 31. UNEP, Athens, 1989 (247 pgs.) (Parts in English or French only). PNUÉ/OMM: **Pollution par voie atmosphérique de la mer Méditerranée. Rapport et actes des Journées d'étude OMM/PNUÉ.** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 30.** UNEP: **Meteorological and climatological data from surface and upper measurements for the assessment of atmospheric transport and deposition of pollutants in the Mediterranean Basin: A review.** MAP Technical Reports Series No. 30. UNEP, Athens, 1989 (137 pgs.) (English).

**MTS 29.** UNEP: **Bibliography on effects of climatic change and related topics.** MAP Technical Reports Series No. 29. UNEP, Athens, 1989 (143 pgs.) (English).

**MTS 28.** UNEP: **State of the Mediterranean marine environment.** MAP Technical Reports Series No. 28. UNEP, Athens, 1989 (225 pgs.) (English).

**MTS 27.** UNEP: **Implications of expected climate changes in the Mediterranean Region: An overview.** MAP Technical Reports Series No. 27. UNEP, Athens, 1989 (52 pgs.) (English).

**MTS 26.** UNEP/IUCN: **Directory of marine and coastal protected areas in the Mediterranean Region. Part I - Sites of biological and ecological value.** MAP Technical Reports Series No. 26. UNEP, Athens, 1989 (196 pgs.) (English).

**MTS 25.** UNEP: **The Mediterranean Action Plan in a functional perspective: A quest for law and policy.** MAP Technical Reports Series No. 25. UNEP, Athens, 1988 (105 pgs.) (English).

**MTS 24.** UNEP/FAO: **Toxicity, persistence and bioaccumulation of selected substances to marine organisms (Activity G).** MAP Technical Reports Series No. 24. UNEP, Athens, 1988 (122 pgs.) (Parts in English or French only). PNUÉ/FAO: **Toxicité, persistance et bioaccumulation de certaines substances vis-à-vis des organismes marins (Activité G).** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 23.** UNEP: **National monitoring programme of Yugoslavia, Report for 1983-1986.** MAP Technical Reports Series No. 23. UNEP, Athens, 1988 (223 pgs.) (English).

**MTS 22.** UNEP/FAO: **Study of ecosystem modifications in areas influenced by pollutants (Activity I).** MAP Technical Reports Series No. 22. UNEP, Athens, 1988 (146 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE/FAO: **Etude des modifications de l'écosystème dans les zones soumises à l'influence des polluants (Activité I).** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 21.** UNEP/UNESCO/FAO: **Eutrophication in the Mediterranean Sea: Receiving capacity and monitoring of long-term effects.** MAP Technical Reports Series No. 21. UNEP, Athens, 1988 (200 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE/UNESCO/FAO: **Eutrophisation dans la mer Méditerranée: capacité réceptrice et surveillance continue des effets à long terme.** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 20. (\*)** UNEP/WHO: **Epidemiological studies related to environmental quality criteria for bathing waters, shellfish-growing waters and edible marine organisms (Activity D). Final report on project on relationship between microbial quality of coastal seawater and health effects (1983-86).** MAP Technical Reports Series No. 20. UNEP, Athens, 1988 (156 pgs.) (English).

**MTS 19. (\*)** UNEP/IOC: **Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by petroleum hydrocarbons.** MAP Technical Reports Series No. 19. UNEP, Athens, 1988 (130 pgs.) (English and French). PNUE/COI: **Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les hydrocarbures de pétrole.**

**MTS 18. (\*)** UNEP/FAO/WHO: **Assessment of the state of pollution of the Mediterranean Sea by mercury and mercury compounds.** MAP Technical Reports Series No. 18. UNEP, Athens, 1987 (354 pgs.) (English and French). PNUE/FAO/OMS: **Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par le mercure et les composés mercuriels.**

**MTS 17. (\*)** UNEP: **Seismic risk reduction in the Mediterranean region. Selected studies and documents (1985-1987).** MAP Technical Reports Series No. 17. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (247 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE: **Réduction des risques sismiques dans la région méditerranéenne. Documents et études sélectionnés (1985-1987).**

**MTS 16. (\*)** UNEP: **Promotion of soil protection as an essential component of environmental protection in Mediterranean coastal zones. Selected documents (1985-1987).** MAP Technical Reports Series No. 16. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (424 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE: **Promotion de la protection des sols comme élément essentiel de la protection de l'environnement dans les zones côtières méditerranéennes. Documents sélectionnés (1985-1987).** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 15. (\*)** UNEP: **Environmental aspects of aquaculture development in the Mediterranean region. Documents produced in the period 1985-1987.** MAP Technical Reports Series No. 15. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (101 pgs.) (English).

**MTS 14. (\*)** UNEP: **Experience of Mediterranean historic towns in the integrated process of rehabilitation of urban and architectural heritage. Documents produced in the second phase of the Priority Action (1986).** MAP Technical Reports Series No. 14. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (500 pgs.) (Parts in English or French only)

**MTS 13. (\*)** UNEP: **Specific topics related to water resources development of large Mediterranean islands. Documents produced in the second phase of the Priority Action (1985-1986).** MAP Technical Reports Series No. 13. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (162 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE: **Thèmes spécifiques concernant le développement des ressources en eau des grandes îles méditerranéennes. Textes rédigés au cours de la deuxième phase de l'action prioritaire (1985-1986).** MAP Technical Reports Series No. 13. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (162 pgs.) (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 12. (\*)** UNEP: **Water resources development of small Mediterranean islands and isolated coastal areas. Documents produced in the first stage of the Priority Action (1984-1985).** MAP Technical Reports Series No. 12. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (162 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE: **Développement des ressources en eau des petites îles et des zones côtières isolées méditerranéennes. Textes rédigés au cours de la première phase de l'action prioritaire (1984-1985).** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 11. (\*)** UNEP: **Rehabilitation and reconstruction of Mediterranean historic settlements. Documents produced in the first stage of the Priority Action (1984-1985).** MAP Technical Reports Series No. 11. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1986 (158 pgs.) (Parts in English or French only). PNUE: **Réhabilitation et reconstruction des établissements historiques méditerranéens. Textes rédigés au cours de la première phase de l'action prioritaire (1984-1985).** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 10. (\*) UNEP: Research on the toxicity, persistence, bioaccumulation, carcinogenicity and mutagenicity of selected substances (Activity G). Final reports on projects dealing with toxicity (1983-85).** MAP Technical Reports Series No. 10. UNEP, Athens, 1987 (118 pgs.) (English).

**MTS 9. (\*) UNEP: Co-ordinated Mediterranean pollution monitoring and research programme (MED POL - PHASE I). Final report, 1975-1980.** MAP Technical Reports Series No. 9. UNEP, Athens, 1986 (276 pgs.) (English).

**MTS 8. Add. (\*) UNEP: Biogeochemical studies of selected pollutants in the open waters of the Mediterranean (MED POL VIII). Addendum, Greek Oceanographic Cruise 1980.** MAP Technical Reports Series No. 8, Addendum. UNEP, Athens, 1986 (66 pgs.) (English).

**MTS 8. (\*) UNEP/IAEA/IOC: Biogeochemical studies of selected pollutants in the open waters of the Mediterranean (MED POL VIII).** MAP Technical Reports Series No. 8. UNEP, Athens, 1986 (42 pgs.) (Parts in English or French only). PNUC/AIEA/COI: **Etudes biogéochimiques de certains polluants au large de la Méditerranée (MED POL VIII).** (parties en anglais ou français seulement).

**MTS 7. (\*) UNEP/WHO: Coastal water quality control (MED POL VII).** MAP Technical Reports Series No. 7. UNEP, Athens, 1986 (426 pgs.) (Parts in English or French only). PNUC/OMS: **Contrôle de la qualité des eaux côtières (MED POL VII).** (Parties en anglais ou français seulement).

**MTS 6. (\*) UNEP/IOC: Problems of coastal transport of pollutants (MED POL VI).** MAP Technical Reports Series No. 6. UNEP, Athens, 1986 (100 pgs.) (English).

**MTS 5. (\*) UNEP/FAO: Research on the effects of pollutants on marine communities and ecosystems (MED POL V).** MAP Technical Reports Series No. 5. UNEP, Athens, 1986 (146 pgs.) (Parts in English or French only). PNUC/FAO: **Recherche sur les effets des polluants sur les communautés et écosystèmes marins (MED POL V).** (Parties en anglais ou français seulement).

**MTS 4. (\*) UNEP/FAO: Research on the effects of pollutants on marine organisms and their populations (MED POL IV).** MAP Technical Reports Series No. 4. UNEP, Athens, 1986 (118 pgs.) (Parts in English, French or Spanish only). PNUC/FAO: **Recherche sur les effets des polluants sur les organismes marins et leurs peuplements (MED POL IV).** (Parties en anglais, français ou espagnol seulement).

**MTS 3. (\*) UNEP/FAO: Baseline studies and monitoring of DDT, PCBs and other chlorinated hydrocarbons in marine organisms (MED POL III).** MAP Technical Reports Series No. 3. UNEP, Athens, 1986 (128 pgs.) (Parts in English, French or Spanish only). PNUC/FAO: **Etudes de base et surveillance continue du DDT, des PCB et des autres hydrocarbures chlorés contenus dans les organismes marins (MED POL III).** (Parties en anglais, français ou espagnol seulement).

**MTS 2. (\*) UNEP/FAO: Baseline studies and monitoring of metals, particularly mercury and cadmium, in marine organisms (MED POL II).** MAP Technical Reports Series No. 2. UNEP, Athens, 1986 (220 pgs.) (Parts in English, French or Spanish only). PNUC/FAO: **Etudes de base et surveillance continue des métaux, notamment du mercure et du cadmium, dans les organismes marins (MED POL II).** (Parties en anglais, français ou espagnol seulement).

**MTS 1. (\*) UNEP/IOC/WMO: Baseline studies and monitoring of oil and petroleum hydrocarbons in marine waters (MED POL I).** MAP Technical Reports Series No. 1. UNEP, Athens, 1986 (96 pgs.) (Parts in English, French or Spanish only). PNUC/COI/OMM: **Etudes de base et surveillance continue du pétrole et des hydrocarbures contenus dans les eaux de la mer (MED POL I).** (parties en anglais, français ou espagnol seulement).