



**MEDITERRANEAN ACTION PLAN  
MED POL**

---

**UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME**



**FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS**

**ASSESSMENT OF THE STATE OF EUTROPHICATION  
IN THE MEDITERRANEAN SEA**

**EVALUATION DE L'ETAT DE L'EUTROPHISATION  
EN MER MEDITERRANEE**

**by/par**

**R.A. Vollenweider, A. Rinaldi, R. Viviani and E. Todini**

**MAP Technical Reports Series No. 106**

**In cooperation with:  
En coopération avec:**



**WHO/OMS**

---

**UNEP**  
Athens, 1996

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, FAO or WHO 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 by Professor R.A. Vollenweider, National Water Research Institute Burlington, Canada; Dr. A. Rinaldi, Laboratory "M.N. Daphne", Region of Emilia-Romagna, Italy; Professor R. Viviani of the University of Bologna; and Professor E. Todini of the University of Bologna. The overall technical responsibility was entrusted to FAO (Responsible Officer: G.P. Gabrielides).

Note: Les appellations employées dans ce document et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du PNUE, de la FAO ou de l'OMS, aucune prise de position quant au statut juridique des Etats, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

Le présent document a été préparé par M. le Professeur R.A. Vollenweider, National Water Research Institute Burlington (Canada), M. A. Rinaldi, Laboratoire "M.N. Daphne", Région Emilie-Romagne (Italie), M. le Professeur R. Viviani, Université de Bologne et M. le Professeur E. Todini, Université de Bologne. La FAO a été chargée de la responsabilité technique de l'ouvrage (Responsable pour la FAO: G.P. Gabrielides).

© 1996 United Nations Environment Programme  
P.O. Box 18019, Athens, Greece

ISBN 92-807-1598-2

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 would appreciate receiving a copy of any publication that uses this publication as a source.

No use of this publication may be made for resale or for any other commercial purpose whatsoever without prior permission in writing from UNEP.

For bibliographic purposes this volume may be cited as:

UNEP/FAO/WHO: Assessment of the state of eutrophication in the Mediterranean sea. MAP Technical Reports Series No. 106. UNEP, Athens, 1996.

Pour des fins bibliographiques, citer le présent volume comme suit:

PNUE/FAO/OMS: Evaluation de l'état de l'eutrophisation en mer Méditerranée. MAP Technical Reports Series No. 106. UNEP, Athens, 1996.

This volume is the one-hundred and sixth issue of the Mediterranean Action Plan Technical Reports Series.

This series contains selected reports resulting from the various activities performed within the framework of the components of the Mediterranean Action Plan: Pollution Monitoring and Research Programme (MED POL), Blue Plan, Priority Actions Programme, Specially Protected Areas and Regional Marine Pollution Emergency Response Centre for the Mediterranean.

Ce volume constitue le cent-sixième numéro de la série des Rapports techniques du Plan d'action pour la Méditerranée.

Cette série comprend certains rapports élaborés au cours de diverses activités menées dans le cadre des composantes du Plan d'action pour la Méditerranée: Programme de surveillance continue et de recherche en matière de pollution (MED POL), Plan Bleu, Programme d'actions prioritaires, Aires spécialement protégées et Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle.

**ASSESSMENT OF THE STATE OF EUTROPHICATION  
IN THE MEDITERRANEAN SEA**

**by**

**R.A. Vollenweider, A. Rinaldi, R. Viviani and E. Todini**

## TABLE OF CONTENTS

	<u>Page No.</u>
1. INTRODUCTION	1
<b>A. ASSESSMENT</b>	<b>3</b>
2. DEFINITION AND DELINEATION OF THE PROBLEM	3
2.1 Introduction	3
2.2 Definition of eutrophication	3
2.3 Anthropogenic versus natural eutrophication	4
2.4 Delineation of the problem of eutrophication versus other forms of pollution	4
2.5 Potential impact of eutrophication on human and ecosystem health	5
2.6 Beneficial aspects of eutrophication	5
2.7 Adriatic eutrophication in context of marine eutrophication worldwide	6
3. CAUSES AND MECHANISMS OF EUTROPHICATION	6
3.1 Structure and compartments of aquatic ecosystems	6
3.1.1 Primary producers	6
3.1.2 Secondary producers	8
3.1.3 Mineralizers	9
3.1.4 The nutrient pool	9
3.1.5 Concatenation: Food-chain versus food-web	9
3.2 Aquatic ecosystem metabolism	11
3.2.1 Elemental composition of bioseston (primarily phytoplankton, zooplankton, bacteria)	11
3.2.2 Metabolic processes	12
3.2.2.1 Primary production and biomass formation	12
3.2.2.2 Mineralization of bioseston	13
3.2.2.3 Generalization	15
3.2.2.4 Kinetics aspects	17
3.3 Relevance to eutrophication	17
3.3.1 Conceptual and analytical difficulties	18
3.3.2 General conditions for algal growth	18
3.3.3 The limiting factor concept, and the concept of target factors	19
3.3.4 Oceanic versus inshore processes	19
3.3.5 Loading criteria	21
3.3.6 Nutrient limitation in the Mediterranean	21

	<u>Page No.</u>
4. NUTRIENT SOURCES, SOURCE TYPES, AND LOAD ASSESSMENT	22
4.1 General	22
4.2 Land use and source identification	22
4.3 Principles of source characterization and assessment	26
4.3.1 Source type	26
4.3.2 Source strength	28
4.3.3 Pathways and flows	30
4.4 Practice of source assessment and source inventory	30
4.5 Load assessment for the Mediterranean as a whole	40
4.6 Concluding remarks	64
5. EXTENT OF EUTROPHICATION AND ALGAL BLOOMS IN THE MEDITERRANEAN	65
5.1 General description of the Mediterranean	65
5.2 Review of recorded incidents of eutrophication by regions and countries	67
5.2.1 Spain: Western Mediterranean	67
5.2.2 France: North-western Mediterranean	69
5.2.3 The Coasts of Italy	71
5.2.4 Slovenia, Croatia, Montenegro. Eastern Adriatic	81
5.2.5 Mucilage aggregates in the Adriatic and Tyrrhenian Seas	85
5.2.6 Greece: Eastern Ionian and Aegean Seas	88
5.2.7 Malta: Central Mediterranean	89
5.2.8 Turkey: North-eastern Mediterranean	89
5.2.9 Lebanon: Eastern Mediterranean	91
5.2.10 Israel: Eastern Mediterranean	91
5.2.11 Egypt: South-eastern Mediterranean	92
5.2.12 Tunisia: Southern Mediterranean	93
5.2.13 Algeria: Southern Mediterranean	94
6. EFFECTS ON MARINE LIFE, RESOURCES AND AMENITIES	94
6.1 Phytoplankton blooms noxious for marine invertebrates and vertebrates	94
6.1.1 Dinophyceae	95
6.1.2 Prymnesiophyceae	97
6.1.3 Raphidophyceae (Chloromonadophyceae)	98
6.1.4 Dictyochophyceae (= Silicoflagellates)	98
6.1.5 General tests on the toxicity of phytoplankton	99
6.1.6 Studies on ichthyotoxic components of phytoplankton in the Mediterranean sea	100
6.2 Damage to communities and the ecosystem by harmful algal blooms	101
6.2.1 Effect of oxygen deficiency on the benthic communities in the Gulf of Trieste	102

	<u>Page No.</u>	
6.2.2	Effect of the oxygen deficiency on the benthic ecosystem of the North-West Adriatic	103
6.2.3	Immature macrozoobenthic community along the coast of the Emilia- Romagna region	105
6.2.4	Research in the laboratory and in the field on the resistance of bivalves to oxygen deficiency	105
6.3	Direct economic effects	106
6.3.1	Effects on fisheries and coastal fish-farming in regions and subregions of the Mediterranean	106
6.3.2	Effects on tourism in regions and subregions of the Mediterranean Sea	108
7.	HUMAN HEALTH ASPECTS	111
7.1	General facts on harmful algal blooms, marine biotoxins in seafood and human biointoxications	111
7.2	The known seafood toxin syndromes in the Mediterranean sea	112
7.2.1	Paralytic Shellfish Poisoning (PSP)	112
7.2.1.1	PSP-producing or potentially toxic dinoflagellates	112
7.2.1.2	Chemistry of the PSP components	114
7.2.1.3	PSP occurrence in the world	115
7.2.1.4	PSP in the Mediterranean sea	116
7.2.1.5	PSP compromised seafoods	117
7.2.1.6	PSP depuration of live stock of bivalve molluscs and of fish plankton feed	117
7.2.1.7	Methods of analysis for PSP	117
7.2.1.8	Human intoxication: clinical toxicology	118
7.2.1.9	Mechanism of action	118
7.2.1.10	Therapeutical notes	118
7.2.1.11	Tolerance levels and remarks on safety	120
7.2.2	Diarrhetic Shellfish Poisoning (DSP)	121
7.2.2.1	DSP producing or potentially toxic dinoflagellates	121
7.2.2.2	Chemistry of the components of DSP toxins	121
7.2.2.3	DSP occurrence worldwide	123
7.2.2.4	DSP occurrence in the Mediterranean sea	124
7.2.2.5	DSP compromised seafoods	125
7.2.2.6	DSP detoxification in bivalve molluscs	125
7.2.2.7	Methods of analysis for DSP	126
7.2.2.8	Human intoxication: clinical toxicology	126
7.2.2.9	Mechanism of action	127
7.2.2.10	Therapeutical notes	127
7.2.2.11	Tolerance levels and remarks on safety	127
7.3	Marine algae potentially toxic for seafood and for respiratory and cutaneous symptoms of poisoning in the Mediterranean sea	128

	<u>Page No.</u>	
7.3.1	<i>Prorocentrum minimum</i> and venerupin Shellfish poisoning	128
7.3.1.1	Organisms producing toxins	128
7.3.1.2	Research on the components of venerupin poisoning	129
7.3.1.3	<i>Prorocentrum minimum</i> and venerupin occurrence worldwide	129
7.3.1.4	Occurrence of <i>Prorocentrum minimum</i> in the Mediterranean sea	130
7.3.1.5	Methods of analysis for venerupin	130
7.3.1.6	Human intoxication	130
7.3.1.7	Therapy	130
7.3.2	<i>Nitzschia spp.</i> and Amnesic Shellfish Poison (ASP)	130
7.3.2.1	Chemistry of ASP component	131
7.3.2.2	ASP producing organisms	131
7.3.2.3	Methods of analysis for ASP	132
7.3.2.4	ASP occurrence in the world	132
7.3.2.5	<i>Nitzschia spp.</i> and mucilaginous aggregates in Adriatic sea	132
7.3.2.6	Human intoxication: clinical toxicology	132
7.3.2.7	Toxicology	132
7.3.2.8	Tolerance levels and remarks on safety	133
7.3.3	Chlorophyta toxins and seafoods	134
7.3.4	Rhodophyta toxins and seafoods	134
7.3.5	<i>Gymnodinium spp.</i> blooms: Neurotoxic shellfish Poisoning (NSP) and respiratory irritation	135
7.3.5.1	NSP producing or potentially toxic dinoflagellates	135
7.3.5.2	Chemistry of NSP components	135
7.3.5.3	Brevetoxin compromised seafoods	135
7.3.5.4	Methods of analysis for NSP	135
7.3.5.5	Toxicology	136
7.3.5.6	Tolerance levels and safety considerations	137
7.3.5.7	<i>Gymnodinium spp.</i> in the Mediterranean sea	137
7.3.6	Cyanophyta toxins causative agents of respiratory irritation and contact dermatitis	138
7.3.6.1	Chemical structures	138
7.3.6.2	Human intoxication	138
7.3.6.3	Toxicology	138
7.3.6.4	Cyanophyta in the Mediterranean sea	139
7.4	General facts on eutrophication, bacteria and human health	140
7.4.1	Bacterial cycle eutrophication	140
7.4.2	Marine bacteria and red tide link	140
7.4.3	Effects on bacteria of active principles produced by phytoplankton	140
7.4.4	Direct and indirect effects of bacteria on human health	141



	<u>Page No.</u>
8. MANAGEMENT OF EUTROPHICATION	142
<b>B. REMEDIAL ACTIONS AND CONTROL MEASURES</b>	144
9. MONITORING, PREDICTION AND DECISION MAKING	144
9.1 Monitoring of eutrophication	145
9.2 Major variables to be sampled	145
9.3 Sampling and analytical techniques	146
9.4 Location of sampling sites and frequency of sampling	146
9.5 Policy analysis	147
9.6 Environmental capacity	148
9.7 Mathematical models	148
10. POSSIBLE PREVENTIVE AND REMEDIAL ACTIONS	149
10.1 Elimination of nutrients at source	151
10.1.1 Agriculture and livestock	151
10.1.2 Detergents	151
10.1.3 Industry	151
10.2 Reduction of nutrient levels	152
10.2.1 Sewage treatment plants	152
10.2.2 Other forms of purification	152
10.3 Other courses of action	153
10.4 Monitoring programmes	153
10.5 Mathematical models	154
11. EXISTING NATIONAL AND INTERNATIONAL LEGAL MEASURES	155
11.1 National legal measures	155
11.2 International legal measures	157
12. RATIONALE FOR ESTABLISHING CONTROL MEASURES	158
13. RECOMMENDED ACTION	158
13.1 Monitoring	158
13.2 Assessment of present status	159
13.3 Inventory of land based sources	159
13.4 Scientific action	159
<b>Appendix I: Measurements of biomass</b>	161
14. REFERENCES	164

## 1. INTRODUCTION

According to the Protocol for the Protection of the Mediterranean Sea against Pollution from Land-based Sources (1980 LBS Protocol) the Contracting Parties shall take all appropriate measures to prevent, abate, combat and control pollution of the Mediterranean Sea Area caused by discharges from rivers, coastal establishments or outfalls, or emanating from any other land-based sources within their territories.

Article 6 of this Protocol stipulates that:

- The Parties shall strictly limit pollution from land-based sources in the Protocol Area by substances or sources listed in Annex II to this Protocol;
- To this end they shall elaborate and implement, jointly or individually, as appropriate, suitable programmes and measures;
- Discharges shall be strictly subject to the issue, by the competent national authorities, of an authorization taking due account of the provisions of annex III to the Protocol.

Annex II to the protocol and specifically item 6 refers to inorganic compounds of phosphorus and elemental phosphorus while item 10 includes substances which have, directly or indirectly, an adverse effect on the oxygen content of the marine environment, especially those which may cause eutrophication.

According to the proposal of the Meeting of Experts for the Technical Implementation of the LBS protocol (December, 1985) which was adopted by the Fifth Ordinary Meeting of the Contracting Parties to the Barcelona Convention (September, 1987), assessment documents should include inter alia chapters on:

- sources, point of entries and amounts of pollution for industrial, municipal and other discharges to the Mediterranean sea;
- levels and effects;
- present legal, administrative and technical measures at national and international level.

The preparation of the present document was entrusted to four experts who have worked extensively on the problem of eutrophication in the Northern Adriatic sea.

The first draft of the present document was presented to the Joint Meeting of the Scientific and Technical Committee and the Socio-Economic Committee (Athens, 3-8 April 1995) for their comments requesting delegations at the same time to submit, for its improvement, information relevant to their countries especially on existing legal provisions. All comments received were taken into consideration in the preparation of the new version which was presented to the Meeting of MED POL National Coordinators (Athens, 18-22 March 1996). The document was resubmitted to the Meeting of MAP National Focal Points (Athens, 6-10 May 1996) and to the Extraordinary Meeting of the Contracting Parties to the Convention for the Protection of the Mediterranean Sea against Pollution and its Protocols (Montpellier, 1-4 July 1996) as document UNEP(OCA)/MED WG.111/Inf.5.

The document describes the present state of eutrophication in the Mediterranean sea by addressing the main themes covered by this phenomenon through an accurate analysis of the theoretical aspects as well as a by describing the circumstances, effects and remedies to be applied. It is divided into two parts: the first part which deals with the assessment of the situation and the second part which concentrates on remedial actions and control measures.

The causes and mechanisms affecting the phenomenon are described as well as aspects connected with the aquatic ecosystem and the complex interactions existing in the trophic chain/network. The main nutrients capable of triggering off the process, such as phosphorous and nitrogen, are also considered.

The anthropogenic and natural origins of the various nutrient sources are defined and an estimation of the inputs into the Mediterranean is attempted. This estimation considers all sources: rivers, waste waters from urban and industrial plants, agriculture, atmospheric precipitation and uncultivated land/forests. Earlier reported figures for the total quantity of nutrients in the basin are also up-dated. The extent of these phenomena observed and studied in the Mediterranean is also examined in detail. The phenomenon has been recorded all around the Mediterranean sea and this is apparent from the review of the publications from various countries. In many cases, the increased trophic level observed in coastal areas is creating problems of various kinds for the local inhabitants.

The document also examines the adverse effects on the marine ecosystem as well as on man's activities at sea such as fishing and tourism. The problem is mainly connected to the direct consequence of the presence of algae capable of synthesizing ichthyotoxins and the result of the formation of hypoxic and anoxic layers in the bottom waters. The economic repercussions on the fishing and tourist trades depend to a great extent on the degree of deterioration of environmental conditions and the organoleptic alteration of the body of water along the coastline.

The effects on human health conditions are also considered through a detailed examination, not only of cases directly involving the Mediterranean but, given the importance of this subject, also of those affecting the entire planet. A list is given of the various types of toxins that are capable of causing serious diseases in man with information on where and how they are manifested.

After describing the theory behind the eutrophication process and its relevant characteristics the document deals in the second part with the methods of control and remedies which can be applied. It gives guidelines to be followed in monitoring programmes with particular emphasis on the principles and methods to be adopted. Remedies aimed at resolving or at least limiting the effects of the eutrophication process are also set out; amongst these are the following possibilities:

- elimination/reduction of nutrients at source;
- elimination/reduction of nutrients in effluent waters;
- elimination/reduction of quantities of nutrients discharged into the sea (coastal zones).

## **A ASSESSMENT**

### **2. DEFINITION AND DELINEATION OF THE PROBLEM**

#### **2.1 Introduction**

The following few basic questions set the main frame pertinent to the problem regardless whether we deal with fresh or marine water eutrophication:

- a) What is eutrophication?
- b) Where, and under what circumstances is eutrophication a problem; therefore, why do we wish to control eutrophication?
- c) How does eutrophication relate to other water pollution problems?
- d) What scientific knowledge is required to understand the cause-effect relationships, at the basis of which the selection and the appropriateness of the choice(s) among the available control options can be evaluated to counteract eutrophication in any given situation?
- e) What are the key factors that have to be considered in the development of integral management strategies to bring eutrophication under control, where and when control is desirable?

These are all apparently simple questions; yet, they span over a wide range of scientific and non-scientific topics, and over several levels of complexity. Accordingly, what will be said further below cannot be more than a very superficial glance at some main aspects of the problem. Yet, it is important to keep in mind the frame within which the problem has to be visualized.

#### **2.2 Definition of eutrophication**

Eutrophication in its most generic definition that applies to both fresh and marine waters, is the process of enrichment of waters with plant nutrients, primarily nitrogen and phosphorus, that stimulates aquatic primary production. Its most serious manifestations are algal blooms (red tides), algal scum, enhanced benthic algal growth, and at times a massive growth of submersed and floating macrophytes (Vollenweider, 1968; 1981). Sometimes, these manifestations are accompanied by, or alternate with cycles of visible bacteria blooms (Aubert, 1988) and fungal developments.<sup>1</sup>

---

<sup>1</sup> This definition of the term underscores the nature of eutrophication as a process and a pollutant, dissociating it from its terminological associations. The occurrence of "eutrophic" waters and eutrophic systems can be entirely natural. "Eutrophied" waters have undergone a process of transformation that alters the structure and dynamics of the system - which in its original conditions can even be a "eutrophic" one. The main criterion here is that eutrophication typically leads to an alteration of biotic diversity. At the upper scale of the process diversity normally decreases; at the lower scale, diversity may increase.

Visibly, eutrophication and its side-effects cause discolouration of waters, reduced transparency, unsightliness and disturbance to bathers thus impairing recreation. Dense macrophyte and macro-algae agglomerations chop channels, lagoons and estuaries impairing fishery and navigation, and reducing flow and the holding capacity of freshwater reservoirs, etc.

When aging, the decaying organic material consumes, and in serious cases depletes the oxygen reserve of the water causing an array of secondary problems such as fish mortality, formation of corrosive and other undesirable substances such as CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub>, organoleptic (taste and odour producing) substances, organic acids, toxins, etc.

Sticking algal material and high pH can cause dermatitis and conjunctivitis, and ingestion of algae can cause diarrhoea in sensitive individuals. The development of toxin producing algae in the marine environment, when accumulated in fish, particularly shellfish, is a threat to human health. In fresh waters, toxic blue-greens (cyanobacteria) are a cause of livestock mortality.

### 2.3 Anthropogenic versus natural eutrophication

Eutrophication as a water quality problem differs from those listed above mainly in the increased difficulty to distinguish the process of eutrophication caused by man from processes and phenomena that may occur also naturally. This difficulty has unavoidably led to some controversial positions within the scientific community about the reality and importance of eutrophication as a water quality problem. Lakes and enclosed marine systems may, or may not become naturally eutrophied by processes of aging. Certain aquatic systems lie in catchment systems, or exhibit morphometric and hydraulic conditions that favour elevated trophic conditions. Climatic variations that cause alterations in the vegetation and soil conditions of the respective catchment basins may lead to alterations in trophic conditions of bodies of water. In the marine environment changes in current and upwelling patterns due to climatic variations may also cause changes in the local and regional trophic state of waters. However, such variations may act in either direction, i.e. leading either to eutrophication, or to oligotrophication.

Still, it is to be noted that the time scale at which the natural processes operate, is substantially different from that of man induced processes. The time scale of natural processes is at least in the order of centuries, and mostly longer, while anthropogenic eutrophication occurs at time scales of decades and less. Even with this qualification, the distinction between natural and anthropogenic causes of eutrophication is not always clear cut.

### 2.4 Delineation of the problem of eutrophication versus other forms of pollution

Eutrophication is but one form of water quality problems. Other water quality problems result from pollution of waters with heavy metals, from inorganic, organic and microbiological pollutants in urban, agricultural and industrial sewage; from agricultural run-offs that also contain herbicides and pesticides, from industrial effluents and discharges and other losses such as oil and petroleum residues, radioactivity and heat in thermal effluents; from acid precipitation, and not least from simple litter (Waldichuk, 1987; Coté, 1989).

Pollution of this sort, though not being its main cause, may directly or indirectly enhance or counteract eutrophication. All the respective interactions and interconnections are not fully understood yet, but should not be ignored as a potential though minor cause of eutrophication.

## 2.5 Potential impact of eutrophication on human and ecosystem health

Among the problems of perhaps widest concern in the marine environment is the apparent spread and increase in frequency of algal blooms of toxic algae involved in causing paralytic and diarrhetic shellfish poisoning (PSP and DSP, respectively, produced by saxitoxin and other toxins in certain dinoflagellates and chrysophyceae), both already known for some time, and the appearance of new forms previously unknown or ignored such as amnesic shellfish poisoning (ASP) produced by domoic acid in diatoms (cf. e.g., reviews by Aubert, 1992; Viviani, 1992).

Many questions about sea-born toxicity in humans remain yet open. e.g., ciguatera is now recognized to be produced by a dinoflagellate species and transmitted along the food-chain to ciguatera producing fish. Yet, it is not clear whether eutrophication has any bearing on such phenomena. Still, the mechanisms involved in, and the conditions necessary for toxin formation perplex scientists; also the fact that in recent years less known algal species, as it seems, have become producer of toxic red tides (Okaichi et al., 1988), and/or that toxicity can result quite severe at relatively low algal concentrations. This has been born out with the *Chrysochromulina* incidents in the Skagerrak and Kategat in 1988/89 causing fish and bottom fauna kill (Rosenberg et al., 1988).

While this, and other cases suggest algal toxin to be involved in fish and bottom fauna mortality - though fish and bottom fauna kills are usually caused by anoxia -, it remains a matter of contention how far eutrophication, and the presence of algal toxins in particular, is responsible for the mass death of sea mammals. There is evidence, however, that the dolphin kill offshore the American East Coast in 1987/88 was linked with the outbreak of the brevetoxin producing algae *Ptychodiscus brevis*, and that the toxin was transmitted to dolphins along the food-chain.

Regardless of such uncertainties eutrophication that impairs shelf fishery, fish farming and aquaculture, has indeed become a serious concern worldwide (cf., e.g., "Red Tide Newsletter", vol 1 and 4).

Localised anoxia in shelf regions, estuaries, lagoons and fjords is usually the consequence of eutrophication, but can also be caused by discharges of untreated urban and industrial sewage rich in organic substances. On the other hand, the connection between eutrophication and the phenomenon of massive production of mucilage (marine snow), which in the summers of 1988 and 1989 covered a large part of the Northern Adriatic Sea (Cognetti, 1989, Vollenweider and Rinaldi, 1995), has still to be established.

## 2.6 Beneficial aspects of eutrophication

Although certain phenomena of red tides may be natural, it is to be noted that man-made eutrophication is not necessarily negative but with limits can even be beneficial. Indeed, without a certain level of primary production, fish production would remain low (Kerr and Ryder, 1992). Filter feeders, like shellfish that utilize phytoplankton directly, will benefit from modest algal blooms. Increases in zooplankton and bottom fauna due to increased food supply will be transmitted to higher trophic levels augmenting commercially valuable fish stocks. These beneficial aspects of moderate eutrophication are not in question here. What is in question is eutrophication becoming a nuisance, i.e., when its manifestations begin to affect activities like fishery and aquaculture, in particular of commercially valuable species, and/or begin to interfere with other water use such as recreation (bathing, water sports, tourism), and become a direct or indirect threat to human health.

It is to be noted that aspects regarding the balance and breaking point between beneficial and deleterious effects of eutrophication have not been well studied and documented yet. Also, there is a lack of what could be termed a kind of benefit/damage scale that would permit to evaluate in more objective terms the results of eutrophication.

## 2.7 Adriatic eutrophication in context of marine eutrophication worldwide

While the process of eutrophication in fresh waters has a history dating back to at least the last century, widespread phenomena of eutrophication in the marine environment are more recent, though both, fresh and marine eutrophication has been accelerated in the aftermath of growing urbanization, intensification of agriculture, and industrial development generally following World War II. Estuaries and Inland Seas and marine basins of but limited hydraulic exchange have been first affected; yet, as has been reported by many authors (Gray and Paasche, 1984; Rosenberg, 1985; Okaichi *et al.*, 1987; GESAMP, 1988; Forsberg, 1991; Dederen, 1992; Vollenweider, 1992, a.o.), coastal marine eutrophication has increased in many parts of the world. Eutrophication in the Mediterranean (UNESCO, 1988; Stirn, 1993) makes part of this worldwide evolution of the problem.

## 3. CAUSES AND MECHANISMS OF EUTROPHICATION

Causes and mechanisms of eutrophication have to be evaluated within the context of our scientific knowledge about the structural and dynamic properties of aquatic ecosystems, and the metabolic processes that govern them. Indeed, the process of eutrophication (as well as the reverse process of oligotrophication) represents merely a particular aspect of the aquatic ecosystem dynamics. To set the frame work about marine eutrophication, some of the relevant facts about aquatic ecosystems are summarized in the following sections. Appendix I deals with the methodological questions concerning the measurement of biomass in the aquatic environment.

### 3.1 Structure and compartments of aquatic ecosystems

Aquatic ecosystems do not differ essentially from terrestrial ones as to structure. The main difference between the two kinds of systems lies in the difficulty to allocate single aquatic ecosystems to major geographic complexes, such as biomes, which is practically impossible. This does not mean there is no geographic differentiation between aquatic ecosystems, but their distinctive properties refer to the compositional make-up of secondary producers, rather than to that of the primary producers. Many primary producer species, particularly phytoplankton, exist over large geographic areas, while the natural area of many secondary producers is confined.

Simplifying the actual structural complexity of aquatic ecosystems, their components belong, in principle, to one of the four interrelated main compartments:

- a. Primary producers
- b. Secondary producers
- c. Mineralizer / Detritus
- d. Nutrient pool

#### 3.1.1 Primary producers

This compartment encompasses all those species called autotrophic that build their biomass from inorganic nutrients and utilize for the synthesis of organic matter either radiant

energy or the energy of inorganic chemical reactions. Chlorophyll that acts as energy capturer is found in all photo-autotrophic ('green') plants; specific accessory pigments, such as xanthophyll, phaeophytine, rhodophytine, etc. occur in certain major plant divisions only.

Cyanophyta, or cyanobacteria, the common blue-green algae (now united with bacteria under the division of Procaryotes because of their primitive nuclei) are for the most photo-autotroph. Some species can utilize, like do other specialized chemo-autotrophic bacteria, chemical energy.

Some of the otherwise photo-autotrophic algae are facultative heterotrophic; i.e., they can (a) either uptake water dissolved organic compounds (e.g., sugars) and utilize the stored energy, or (b) ingest organic particles, including living cells, as do some dinoflagellate species.

Algae (micro- and macro-algae)<sup>2</sup> are the most important representatives of photo-autotrophic aquatic primary producers. Phytoplankton of both, fresh and marine waters is an assembly of freely buoyant micro-algae (size in the sub-millimetre range), the movement of which is largely controlled by horizontal and vertical water motions. Depending on shape and whether the phytoplankton species are unicellular or form colonies, their size ranges from about 1 to 500 (<1000)  $\mu\text{m}$  in diameter or length, and volumes from about 2 to  $10^5$  (< $10^6$  to  $10^7$ )  $\mu^3$ .

There are several thousands of algal species, but typically only a few hundreds are found with some frequency in phytoplankton. Of these, a few dozen make up the bulk of the biomass. Taxonomically, phytoplankton recruit from both, prokaryota and eukaryota; for classification, the prevailing pigment composition and primary and secondary synthesis products, which are specific for various classes and their subdivisions, are of key importance. Because knowledge about elemental composition, biochemical properties, and metabolic specificity down to the species level is of considerable significance in the present context taxonomic references will be unavoidable (cf. Chpt 5, 6 and 7). Algal species involved in eutrophication may come from almost any of the classes listed, but the more noted nuisance species recruit from either Cyanophyceae (Cyanobacteria), Chrysophyceae, Prymnesiophyceae, Bacillariophyceae (diatoms), Dinophyceae (dinoflagellates), and Chlorophyceae. Diatoms, green algae (chlorophyceae), and blue-greens (cyanobacteria) are dominant in fresh waters, while in marine waters diatoms, dinoflagellates and calcareous nanoplankton (e.g. *Emiliana huxleyii* mostly in tropical warm waters) prevail.

Microalgae are also important constituents of periphyton communities of littoral rocky zones, or attached on other algae and macrophytes, or living as submersed benthic community on mud. Their size range is more variable, however, and can exceed the mm range. Vis-a-vis phytoplankton, periphyton is less important in deep waters, but in more shallow waters periphyton can make up a substantial fraction of the primary producers.

With the exception of a few species (*Chara*, *Nitella*), macro-algae are lacking in fresh waters, but in the marine environment many green, red and brown algae species are important macro-components of littoral, sublittoral benthic, and free floating communities (e.g., Chlorophyceae: *Ulva*, *Cladophora*, *Caulerpa*, a.o.; Rhodophyceae: *Chondrus*, *Gigartina*, *Gracilaria*, *Polysiphonia*, *Delesseria*, a.o.; Phaeophyceae: *Fucus*, *Sargassum*, *Cystosira*, *Laminaria*, *Macrocystis*, a.o.).

---

<sup>2</sup> **Note:** Algae is not a taxonomic term



A significant number of macrophyte species that recruit from many families inhabit humid environments, i.e. wetlands such as swamps, marshes, reeds, which are vital habitats for water fowl, spawning grounds for anadromous fish, and other animals closely associated with the water milieu. Macrophyte communities are important primary producers in and around estuaries and lagoons, as well as in sublittoral seacoast beds that receive sufficient light to make photosynthesis possible. Among typical marine species that form extended submersed communities are: *Zostera*, *Posidonia*, *Cymodocea*.

### 3.1.2 Secondary producers

This compartment includes all those species called heterotrophic that need for their metabolism and survival organic substances acquired in the form of food through predation on other species. Secondary producers in the marine environment derive from all phyla and classes of the animal reign covering a very wide range of biotypes, habitat occupancy, food preference, etc.; fresh waters are less rich in this respect. This wide variety makes it difficult to characterize the category 'secondary producers' in a succinct way. Body size is among the more significant criteria (Peters, 1983). Characteristic size class spectra that encompass the whole range of biotypes present in aquatic communities reflect fundamental structural properties of aquatic systems generally (cf. below).

Plankton (that operationally includes both, zoo- and phytoplankton, and hence, is not a term referring to secondary producers only) has been typified as: (a) net plankton with two subcategories (a.1) mesoplankton (>200  $\mu\text{m}$ ; mostly zooplankton), (a.2) microplankton (200-64  $\mu\text{m}$ ; includes also most of the larger phytoplankton), (b) nanoplankton (<64  $\mu\text{m}$ ). This division that historically came about from the mesh size of nets commonly used, is somewhat arbitrary. A more recent classification, (Sieburth, 1979), which covers all biological categories, i.e. zooplankton, phytoplankton, bacteria regardless of trophic type, is based on a logarithmic scale and distinguishes between (a) mesoplankton (>200  $\mu\text{m}$ ), (b) microplankton (200-20  $\mu\text{m}$ ), (c) nanoplankton (20-2  $\mu\text{m}$ ) and (d) picoplankton (2-0.2  $\mu\text{m}$ ).

Actively swimming organisms of larger size (cm range and up) are generally categorized as nekton, but many of the smaller species, both phyto- and zooplankton, have the ability of active locomotion.

As regards food preference species are categorized as herbivores, carnivores, and omnivores. These categories are somewhat artificial either, as not all types of secondary producers can be allocated unequivocally to this scheme: e.g., detritus feeders, which fulfil an important role in both, aquatic and terrestrial ecosystems. 'Herbivorous' plankton feeders obtain their feed from living phytoplankton (some species seems to be able to be selective in their choice), but also from the large pool of organogenic seston. Also, it has been claimed that some species cover part of their energy need by osmotic uptake of dissolved organic substances.

Secondary producers may also be characterized by the mode of feed acquisition: (a) species showing 'raptorial feeding' (active or passive random encounter between predator and prey, most carnivorous species), (b) 'filter feeding' species concentrating their food by appropriate sieving mechanisms (e.g., certain cladocera and copepoda species like *Calanus*, mollusc, etc.), and (c) 'diffusion feeding' (accidental collision and sticking). Of particular importance also in terms of eutrophication are species of the second category, because the kind and size of the feed they can retain depends on the fine structure of their filter system.



Because of incomplete transfer from one compartment to the next, the total biomass (standing crop) in each subsequent compartment should be smaller than that of the preceding one. The superposition of the compartments forms, what is called, a biomass-pyramid. The biomass-pyramid of marine systems stretches over about 7 logarithmic size classes, i.e., from micrometers to decameters. This conceptual scheme is often the basis for food-chain simulation models.

While this conception is correct within very broad terms, it is incorrect in some details. First, the structural and functional relationships at the lower trophodynamic levels appears to be more intricate than depicted in the general scheme given above. The primary production level is surely the most important energy input compartment in both, terrestrial and aquatic self-sufficient ecosystems. Yet, the environment in which this compartment is embedded in pelagic systems, appears to be that of a functionally related network of autotrophic and heterotrophic activities. Excretion, recycling of organic and inorganic substances, resorption and phagotrophy is particularly intense at this level. Accordingly, the concept of a sequential relationship, as depicted in the linear model, has to be supplanted by a more diverse one that includes additional levels arranged as a net of relationships (for more details cf. e.g., Fenchel, 1988).

Second, at higher levels where the situation seems to be more clear, the unequivocal allocation of species to well defined categories is not straight forward either. Food preference of species varies with availability, and in some species can be very complex, depending also on age. Juvenile stages of some species may be herbivorous, while adults may be carnivorous. Symbiotic relationships between species belonging to different taxonomic groups are numerous in the marine environment ranging from loose associations to strictly bonded unions; to mention e.g., symbiosis between Zoantharia and zooxanthellae. Structurally, then, an ecosystem does not function as a linear sequence, i.e., as a food-chain but rather as a food-web.

Third, the concept of biomass pyramid of decreasing compartment size may apply to terrestrial ecosystem, but hardly describes aquatic systems correctly. For oligotrophic, more or less self-contained oceanic steady state systems it has been estimated that the compartmental biomass amounts of the logarithmically ordered size class spectra, ranging from bacteria to whales, are in the same order of magnitude, i.e., 0,1 to 0,01 g/m<sup>3</sup> (Sheldon et al., 1972; Kerr, 1974; Platt and Denman, 1977). Numbers of individuals/volume in each size class tend to decrease inversely proportional to body weight.

This model does not necessarily apply to more eutrophic systems. The highly dynamic nature of such systems, particularly those plankton dominated (high rotation at the primary input level where seasonal inputs of nutrients cause large population oscillations; phase displacement between compartments because of increasing mean live-span of the component species in sequential compartments; top-bottom down control, etc.) produces the most varied combinations of biomass present in the various compartments, both in time and space.

On the other hand, in order to maintain the system, the total energy input at the primary production level, integrated over time, must exceed the sequential energy transfers to successive compartments (energy cascade; Odum, 1971), regardless of the variations of the momentary compartmental biomass spectra. This condition may not hold, however, if the system receives a substantial fraction of allochthonous organic material (which either may be imported e.g., by advection from other areas, or by discharge from land) that can directly be utilized by species of higher trophodynamic levels.

### 3.2 Aquatic ecosystem metabolism

The metabolic processes that are at the basis of aquatic ecosystem dynamics are undoubtedly quite complex (Riley and Chester, 1971). Still, in terms of mass transformations, they are governed by relatively simple stoichiometric principles, on the basis of which these processes can be quantified and correlated. Central to these processes is the role of biomass that presupposes at least a cursory knowledge of its the chemical composition.

#### 3.2.1 Elemental composition of bioseston (primarily phytoplankton, zooplankton, bacteria)

Depending on the point of view, the elemental composition of sestonic biomass can be listed under three or four main groups:

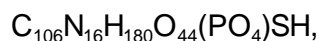
- (1) C, N, H, O, P, S;
- (2) Ca, Mg, K;
- (2a) Na, Cl;
- (3) Fe, Mn, Co, Zn, Mo;
- (3a) Cu, B, V;
- (4) Si; Al; others;

Group (1) comprises those elements that make up the bulk of the main cell constituents: proteins, carbohydrates, lipids, DNA, RNA, etc. Group (2) lists the so-called 'antagonists' that are required to various degree in cell metabolism. Group (3), commonly known as micro- or trace-elements, contains elements that are mainly connected with catalytic reactions involving enzymes. Group (4) are elements that normally do not seem to have any specific structural or metabolic function except silicon, which is a necessary component of diatom cell walls.

The percent ash content (i.e., the residue remaining after ignition at 400 C°) of sestonic biomass varies considerably depending on species composition. The ash content of diatoms may be as high as 40% and higher, but the ash content of other phytoplankton species is normally less than 15-20%. "Ash free biomass" is roughly composed of 45-55% carbon, 8-10% nitrogen, 7-8% hydrogen, 30-35% oxygen, and 1-2% sulphur and phosphorus, while trace elements generally make up less than 1%.

The chemical composition of zooplankton is similar to that of phytoplankton, but because of a certain fraction of nitrogen being bound in chitin, the nitrogen fraction tends to be slightly higher. Conversely, organogenic (dead) detritus may be deficient in phosphorus.

On average, carbon, nitrogen, phosphorus and sulphur found in marine bioseston approximate an atomic proportion of 106 : 16 : 1 : 1 (41 : 7.2 : 1 : 1 by weight), the so-called Redfield Ratio. In combination with figures given above, this may be expressed as



which represents a kind of molar composition of biomass. Of course, as the percent elemental composition of specific samples varies depending on the species, and on the relative amounts of proteins, carbohydrates, lipids, and other compounds present in cell material (cf. Vollenweider, 1985), this formula has to be taken *cum grano salis*; still, as a reference it has proven to be quite useful (cf. below).

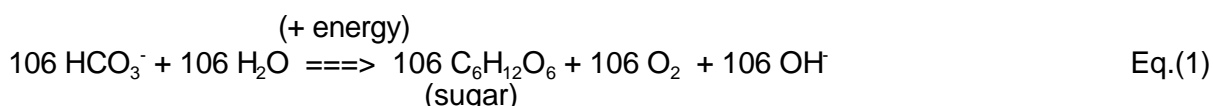
### 3.2.2 Metabolic processes

#### 3.2.2.1 Primary production and biomass formation

Primary production is defined as the process by which organic matter is produced from dissolved inorganic substances. This process requires energy that either comes from radiation (light), or from inorganic chemical reactions. Considering the magnitude of utilization of light as energy source by organisms (plants containing chlorophyll), the process involving chemical reactions is of minor importance, and can be ignored in the context of the objectives of the present report. Chemodynamic autotrophic processes are the only ones to maintain deep sea hydrothermal-vent communities.

Photoautotrophic processes are secluded to occur in the euphotic zone, which extends to the depth at which light intensity is reduced to about 1% of the normal surface irradiation in the wave length range of between 400 and 700 nm. Light attenuation in water is an exponential function measured by the so-called attenuation coefficient,  $\mathcal{K}$ . Accordingly, the depth of the euphotic zone,  $z_{eu}$ , equals  $4.6/\mathcal{K}$ . In the most transparent oceanic offshore waters  $z_{eu}$  may extend to more than 200 m. Normally,  $z_{eu}$  is much less, and in turbid inshore waters may be only a few meters, and even less. Light attenuation in water is higher, not only due to mineral turbidity and dissolved organic substances, such as humic substances, but also due to the presence of biota, particularly algae. The cross-sectional attenuation coefficient relative to chlorophyll present in planktonic algae is in the order of 0.01 to 0.02 m<sup>2</sup>/mg Chl a. These relationships, in connection with the extent and frequency by which periods of density stratification alternate with cycles of deep water mixing, have a bearing on the degree single bodies of waters are affected by the process of eutrophication.

Photosynthesis, i.e. the formation of sugars and polysaccharides from CO<sub>2</sub> (carbon dioxide) and water, is the initial process in primary production. This reaction is expressed in formal stoichiometry as:



$$\text{Photosynthetic quotient } PQ = \text{mol O}_2 / \text{mol CO}_2 = 106/106 = 1$$

Accordingly, the incorporation of 106 molecules of carbon dioxide is accompanied by an equal number of 106 oxygen molecules<sup>3</sup> liberated; i.e. the photosynthetic quotient PQ equals 1. This oxygen accumulates in the water, and if the process is very intense, as in eutrophic waters with algal blooms, waters become supersaturated in oxygen, and pH increases.

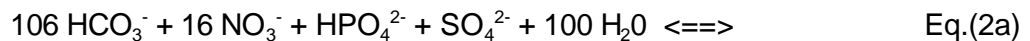
Phytoplankton biomass formation. In reality the reaction described in equation (1) is much more complex, and proceeds over various component reactions. Chlorophyll plays the role of light energy captor and transmitter, and phosphorus bonds (e.g. the ADP-ATP system acts as transient energy repository that in connection with the NADP-NADPH redox system fuels important reactions involved in cellular metabolism and the synthesis of proteins and other cell components). This explains the key role of phosphorus in eutrophication.

---

<sup>3</sup> For consistency with subsequent arguments the molar figure 106 has been used; any integer, also 1, could be used for the purpose.

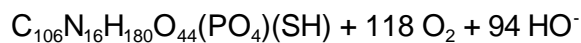
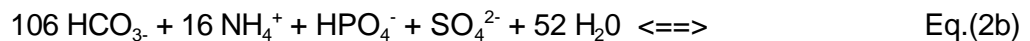
Despite the complexity of the reaction pathways involved in biomass formation, it is possible to reduce this process to a few simple summary equations. Unlike equation (1) that only refers to carbon, hydrogen and oxygen, these equations include at least three other essential elements, N, P, S. Their proportions relative to carbon are given according to the Redfield Ratio (Redfield, 1958). Also, the equations are written to apply to marine rather than to fresh water. The following two equations differ depending on whether the source of nitrogen is nitrate (NO<sub>3</sub>) or ammonium (NH<sub>4</sub>).

a) Nitrate as nitrogen source:



$$\text{PQ} = 150/106 = 1.42$$

b) Ammonium as nitrogen source:



$$\text{PQ} = 118/106 = 1.11$$

Both processes lead to pH increases; yet, with prevailing uptake of nitrate the pH increase would tend to be larger than with prevailing ammonium uptake. Further, eqs. (2a) and (2b) result in (apparent) PQ values that exceed unity<sup>4</sup>. Accordingly, by using appropriate techniques to measure the carbon input and the oxygen evolution simultaneously, one would have a way to evaluate whether nitrates or ammonium is the prevailing nitrogen source. In reality, the matter is less straight forward. Apparent PQ found in the marine environment may be as high as 1.8 and higher (Platt and Denman, 1977), which makes simple interpretation difficult.

### 3.2.2.2 Mineralization of bioeston

Mineralization of biomass that occurs after cell death in part by simple lysis, but mostly by microbial activity, is basically the reverse process of biomass formation. Here, the main distinction that has to be made rests on whether the process takes place under aerobic, or anaerobic conditions.

a) Aerobic mineralization of bioeston can take place already in the euphotic zone, but occurs mostly in deeper waters after sedimentation of biogenic detritus. As indicated with double arrows eqs.(2), can be read in reverse. Under natural conditions, total

---

<sup>4</sup> **Note:** There is a more subtle difference between eq.(1) and (2), however. Because chemical energy is required for biomass formation that is accompanied by a certain metabolic heat loss, the amount of energy captured and stored corresponding exactly to eq.(1) would not be sufficient to satisfy the total energy requirements of eq.(2a) and (2b).

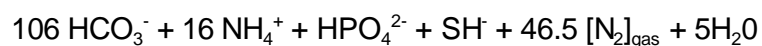
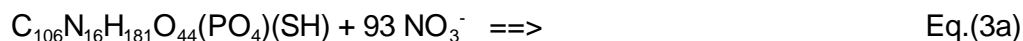
mineralization occurs essentially in two steps: first according to eq.(2b) in which ammonium is the end product; ammonium is then oxidized to nitrate over two follow-up reactions (cf. below).

If mineralization occurs mainly in the euphotic zone, one can speak of recycling, meaning that the mineral components released are newly available for re-incorporation into new biomass.

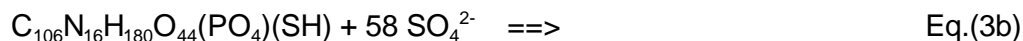
- b) Anaerobic mineralization, instead, occurs under anoxic conditions, or at very low oxygen concentrations, mostly in deep waters. In this case, there exists no simple inversion corresponding to eqs.(2). The end products of mineralization under severe anoxic conditions are but only in part identical with the original mineral components, which may result in vital nutrient losses to the system.

Among the various possibilities there are two variants of particular interest to the theme, the first one when nitrates are still available, the second when nitrates are absent. Nitrates, though being weaker oxidants than oxygen, are next in the redox-chain. One of the possible reaction patterns is described with eq.(3a).

- a) Nitrates available:

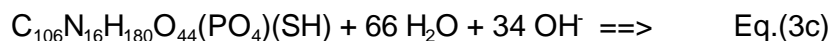


- b) Nitrates absent, sulphates available:



The meaning of eqs.(3a) and (3b) are that nitrogen is likely lost in the mineralization process as nitrogen gas, and if nitrates are used up, sulphates are reduced to hydrogen sulphide.

- c) Under slightly less reducing conditions the following reaction may also take place



Accordingly, carbon would be lost in the form of methane, yet only as long as hydrogen sulphide does not inactivate the microbiologically mediated process.

The processes described by eq.(3a) take place primarily in boundary layers between oxic and anoxic waters, and those described by eq.(3b) and eq.(3c) near and in anaerobic sediments. Depending on the particular circumstances under which they occur, these processes may also take place in parallel. Also, other metabolic pathways may be followed, such as processes of fermentation involving as intermediary products alcoholic compounds and/or organic acids.

Despite of their cursory nature the equations presented can be used to estimate, at least approximately, the quantities that are involved in biomass formation and mineralization. For example, with a %-content of carbon in biomass of about 50%, mineralization of 1 g of ash free particulate organic matter, according to eq.(2b), would require about 1.5 g of oxygen (end product of nitrogen =  $\text{NH}_4^+$ ); complete oxidation 1.9 g  $\text{O}_2/\text{g}$ ., or 3 and 3.8 g  $\text{O}_2/\text{g C}$ , respectively; etc. Strong experimental deviation from these figures would indicate some particular situation, e.g., incomplete mineralization.

### 3.2.2.3 Generalization

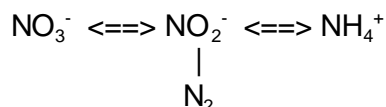
The processes described above can be considered summarily as oxidation-reduction reactions. The sequence with which the single reactions take place is regulated by their relative equilibrium position along the redox scale. Yet, some of the possible reactions are biologically catalyzed. With regard to the energies involved, reduction processes require energy, oxidation processes produce energy that can be utilized in further reactions.

Carbon. The first part of the generalized reaction of carbon species,

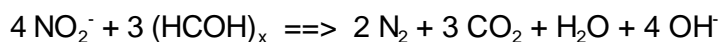
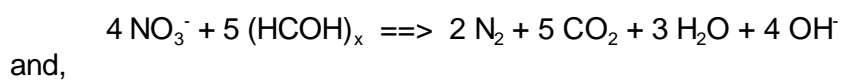


is regulated solely by chemical equilibria and pH, whereas in the second one biomass is converted to methane by bacteria.

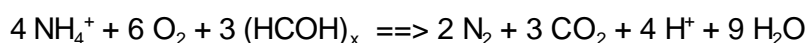
Nitrogen. The sequence is complicated by intermediate nitrogen species ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ), while the pathway to  $\text{N}_2$ , in principle, leads over  $\text{NO}^{2-}$ .



Denitrification of  $\text{NO}_3^-$  to  $\text{N}_2$ , that is coupled with the respiration of organic substances (mediated by bacteria, such as *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, a.o.), can be formulated as follows:



Oxidation of  $\text{NH}_4^+$  in the presence of oxygen and organic substances may be incomplete and also lead to  $\text{N}_2$  i.e.,



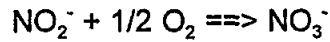
Denitrification is probably of lesser importance in marine offshore waters, but can make up an important loss of biologically available nitrogen to primary producers in hypoxic and anoxic eutrophic coastal waters and lagoons.

Complete oxidation of ammonium to nitrates occurs in two steps, the first yielding nitrites (mediated by *Nitrosomonas*),





Nitrites are then oxidized to nitrates (mediated by *Nitrobacter*),



Nitrogen fixation, i.e. the incorporation of  $\text{N}_2$  into biomass directly, is carried out by only a few species, such as *Azotobacter*, and certain cyanobacteria. Nitrogen fixing cyanobacteria are most important in fresh water eutrophication, but nitrogen fixing species occur also in the marine environment.

Figure 1 shows the principal features of the nitrogen cycle of the reactions described above.

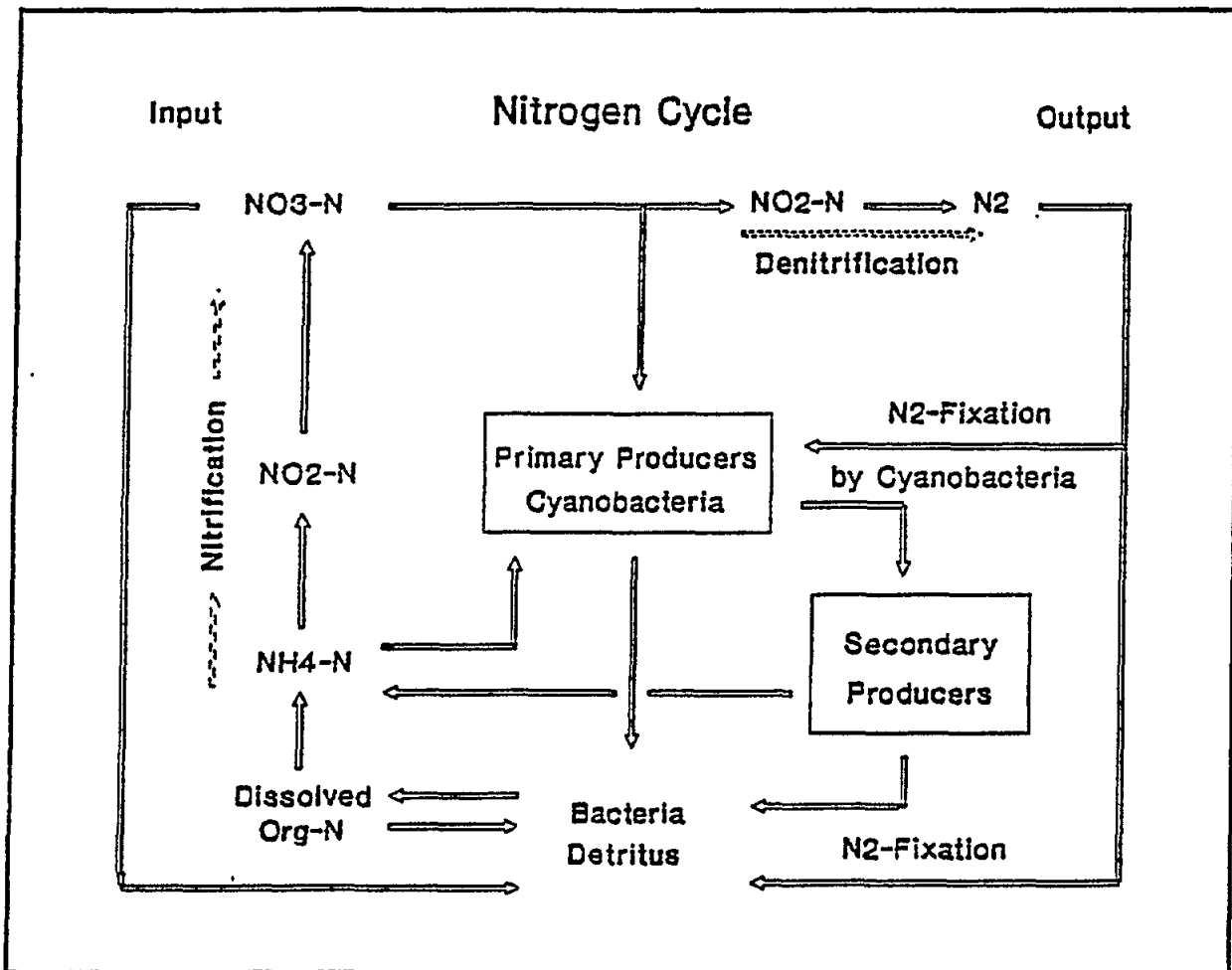
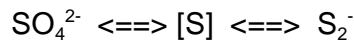
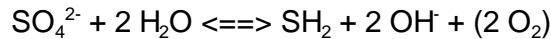


Fig. 1 The main features of the nitrogen cycle (modified from Forsberg, 1991)

Sulphur. Besides nitrate ion, sulphate ion is another strong oxidant. In the process, sulphate is reduced according to

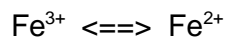


or,



Sulphide ion reacts easily with bivalent iron to form  $\text{FeS}_2$ . The presence of hydrogen sulphide always indicates highly reducing conditions. Hydrogen sulphide is not produced as long as nitrate is available. Sulphide ion is rapidly oxidized in the presence of oxygen, but likely not by nitrate reduction-denitrification.

Iron. The redox reaction of trivalent-bivalent iron, i.e.



plays an important role in regulating  $\text{PO}_4$  availability (Stumm and Morgan, 1981). Trivalent iron oxide-hydroxide complexes that are formed under oxic conditions adsorb multiple amounts of  $\text{PO}_4$  ions. The oxidized iron flocs that are deposited on sediments form a barrier layer, which prevents the return flow of phosphorus to supernatant waters. Under reducing conditions this barrier is broken down, and phosphorus, as well as that fraction of iron that does not eventually become bound as iron sulphide, can move freely and return to the water phase. This process is known as phosphorus release from sediments. Its magnitude varies, but under anoxic conditions it can be as high as 10 mg P/m<sup>2</sup>.day.

#### 3.2.2.4 Kinetics aspects

Among the kinetic aspects mention should be made of the rules that govern nutrient uptake and growth kinetics in phytoplankton. Nutrient uptake is regulated by Michaelis-Menten kinetics, according to which the uptake rate,  $\mu$ , is proportional to the concentration at low nutrient concentrations, while rates reach an upper limit,  $\mu_{\text{max}}$ , with increasing concentrations. Mathematically, this is expressed as

$$\mu = \mu_{\text{max}} \frac{M}{(k_M + M)},$$

M being the concentration of the nutrient in question (nitrogen, phosphorus, silica, etc.), and  $k_M$  the half-saturation constant.

Growth is regulated in a similar fashion. At concentrations of  $M \ll k_M$ , growth is limited by the nutrient in question; conversely, if  $M \gg k_M$ , growth is not limited by the said nutrient. However, under natural conditions, growth, and accordingly yield, will simultaneously depend on several nutrients, as well as on other factors (light, temperature), that act in concert. The combination of all the factors, and the species specific genetically determined maximum growth rate, regulate the potential and actual growth of phytoplankton. Accordingly, some species may be able to produce algal blooms within a few days, while the growth of other species always remains modest.

Michaelis-Menten kinetics and corresponding growth relationships are important concepts used in mathematical simulation models. Pertinent treatments of this subject are to be found e.g., in Chapra and Reckhow (1983), Strasskraba and Gauch (1983), Jørgensen (1988), a.o.

### 3.3 Relevance to eutrophication

Eutrophication stimulates primary production, i.e. aquatic plant life (algae and macrophytes) as defined in the previous chapter. The processes that lead to visible

discolouration of waters and algal blooms, etc., are complex, and have to be understood in the context of marine processes, i.e., the interactions between abiotic and biotic factors that control them.

### 3.3.1 Conceptual and analytical difficulties

In most circumstances biological production is controlled simultaneously by several factors that vary in a spatial-temporal setting. The continuing variation of physical factors such as light, temperature, water motion, stratification and mixing, etc., in combination with variations in nutrient availability create a rich resource spectrum for algal growth (Harris, 1986). Also, the conditions that control phytoplankton growth at the micro-scale level may differ from those that determine the overall production capacity of the system at the macro-scale (Gray and Paasche, 1984). The sense of this becomes immediately intelligible if one examines the patchiness of algal blooms: they normally occur in non-continuous spatial-temporal packages distributed over areas of various extension and temporal duration. Accordingly, inferences made about causes that promote algal blooms become contingent on such circumstances, as well as on the spatial-temporal scale of interest (Harris, 1986).

The hierarchical aggregation of levels of complexity presents not indifferent methodological difficulties to the investigator who for practical reasons has to define what factor determines the system at the macro-level. It must be born in mind that measures aimed at controlling eutrophication apply to this level, regardless of what mechanisms might be operative at the micro-level. These difficulties can only be overcome by appropriately designed long term studies that embrace both, consistent monitoring and experimentation at various scales of temporal and spatial resolution. Short term studies are indicative, at best, worst, they may not only be useless but become entirely misleading.

### 3.3.2 General conditions for algal growth

Nutrient poor, i.e., oligotrophic waters cannot sustain massive algal blooms and macro-algae agglomerations for any length of time. Therefore, the question is not whether nutrients are involved in causing eutrophication, but which ones are mostly responsible for the phenomenon. Nitrogen and phosphorus species have been recognized for a long time to limit production in most circumstances. Still, certain micro-elements involved in enzymatic reactions such as Fe, Mn, Co, Mo, a.o., may be at times in short supply. Interestingly, some dinoflagellate species that are of concern in red tides seem to require selenium. Many algal species also require vitamins (biotin, thiamin, B<sub>12</sub>) either singly, or in various combinations (Provasoli, 1963). Variation in the availability of micro-elements and vitamins, and perhaps other organic compounds such as chemical mediators (Aubert, 1990) have a likely bearing on species selection.

For predicting algal blooms and species composition realistically it is important to understand the interactive role of these factors in production dynamics thoroughly. At present we are still far from this goal. On the other hand, the number of algal species that most often produce marine algal blooms, is relatively limited (cf. Table 20 and Fig. 13). Typical spring blooms are mostly due to diatoms, while dinoflagellate blooms occur normally in summer and fall. The prevailing factors for this differentiation are in part physical (low temperature, high turbulent energy, deep mixing, etc., that favour diatoms; high temperature, water stability that favour dinoflagellates), in part nutritional. The exact role of these factors in causing certain species to bloom, and not others, is difficult to define, however. High nutrient concentration and/or high nutrient supply (e.g., nitrogen and phosphorus; cf. below) are undoubtedly "necessary conditions" for algal blooms, but for themselves are not "sufficient conditions" for

specific algal blooms. Also species reproductive strategies, the interactions within the biotic network and along the food-chain (Mann, 1969; Fenchel, 1988), the presence and dynamics of complexing agencies, the role of nutrient turnover rates and microbiological interactions (Seki and Iwami, 1984), etc., determine the dynamics at the primary production level.

### 3.3.3 The limiting factor concept, and the concept of target factors

The complexity portrayed in previous paragraphs is of but little use for practical purposes, unless restated. As already said, the manifest production is governed at any time by numerous factors simultaneously (acute limiting conditions or factors); yet, the overall productivity of waters under otherwise comparable conditions is largely determined by those factors that limit production over a substantial length of time during the main growth period (chronic limiting conditions or factors). Though not in all circumstances, chronic limitation is most often due to limited availability (systems internal) and supply (from outside the system) of key nutrients. Both, acute and chronic limitation, are governed by some generalized form of the Michaelis-Menten relationship (cf. above).

To evaluate which element, or group of elements, are most likely to act as limiting factor, the amounts and proportions of all critical elements present in biomass must be ranked against their concentration and proportions in the water environment. With this, one can eliminate immediately hydrogen and oxygen, and the elements of group 2 (section 3.2.1) as potentially limiting. This leaves carbon, nitrogen, phosphorus and sulphur (group 1). Carbon in the form of free CO<sub>2</sub>, bicarbonates and carbonates, and sulphur in the form of sulphate are normally in excess relative to nitrogen and phosphorus in both, fresh and marine waters, while trace elements may or may not be. This makes nitrogen and phosphorus primary candidates for chronic nutrient limitation.

Nitrogen and phosphorus are singled out as target substances not only because of their overriding role in regulating aquatic productivity, but also because these factors are the only ones that are amenable to control at source. Because control options for either nitrogen or phosphorus reduction at source differ in regard to technologies and respective strategies that are of dissimilar administrative and legislative economic consequences, it is further important to know whether nitrogen or phosphorus is the prevailing limiting factor in any given situation.

On a worldwide oceanic scale the prevailing limiting conditions vary considerably. For open oceanographic conditions, nitrogen rather than phosphorus is generally assumed to be the production limiting factor. Nitrogen can also be limiting in coastal waters as evidenced by experimental studies near a South California sewage outfall (Eppley, 1971), along the North American east coast (Yentch and Vaccaro, 1958; Ryther and Dunstan, 1971), and along the Swedish West coast (Rydberg, 1982). Still, in other circumstances nitrogen and phosphorus availability may be fairly balanced (Skagshaug and Olsen, 1986). In contrast to oceans, phosphorus limitation seems to be the norm in fresh waters (OECD, 1982), though exceptions to this rule are known.

### 3.3.4 Oceanic versus inshore processes

While eutrophication has been found to potentially affect fresh water lakes of practically any size and depth, it is hardly justifiable to consider oceans as a whole to become eutrophic within a few years or even decades. Nevertheless, there are signs and actual trends of increasing productivity of larger marine areas, particularly of enclosed seas (e.g. the Mediterranean, the Baltic, the Black Sea, the Seto Inland Sea) and relatively shallow

marine areas (e.g. the North Sea). On a secular scale, however, the deep-mixing, apparently self-contained oceanic gyres may also be affected by the increased supply of nitrogen and phosphorus from land-locked sources and eolian deposition (GESAMP, 1991).

Marine eutrophication is mainly an inshore problem that affects lagoons, harbours, estuaries and coastal areas adjacent to river mouths of highly populated river basins and/or that receive sewage from coastal cities. This creates particular situations that differ in their production characteristics from those of offshore waters. Production in offshore waters is largely maintained by internal recycling and advection/ diffusion of nutrients from deep water layers (primarily nitrate nitrogen: "regenerated" versus "new" production, cf. e.g. Platt and Denman, 1977). Upwelling supplies nutrients from deep waters also inshore, but this mechanism that rests on geographic, morphometric and hydrodynamic circumstances is confined to certain oceanic areas and regions. Accordingly, offshore waters are naturally low productive, upwelling regions show naturally higher productivity. Ecosystem characteristics in both are relatively stable, though productivity in upwelling regions is more variable.

The main consequence of anthropogenic eutrophication is ecosystem destabilization that results in large fluctuations of the affected systems. The amplitude of these fluctuations depend on numerous local factors, such as geomorphological, hydrodynamic and meteo-climatic features, variability of the hydrologic regime of rivers, ecosystem characteristics, chemical characteristics of, and steadiness or variability of sewage discharges, and other anthropogenic influences.

High, but variable nutrient supply, results in the proliferation of opportunistic phytoplankton and other algal species of high reproductive capacity, yet of low tolerance to nutrient deficiency. Eutrophication leads often to changes in phytoplankton species that either cannot be filtered out by filter-feeding species, or block their filter system, because of size and shape. The development of algal species that exhibit either bulky morphological features, or have unfavourable biochemical properties (e.g., toxins produced by some phytoplankton species that is toxic to secondary producers), may therefore impede the normal food transfer from the primary production to higher trophic levels causing a disruption of the normal food-web relationships. Food-web disruption can be a kind of feed-back mechanism involved in the development of unusual algal blooms.

A classic case is the proliferation and excessive growth of *Phaeocysts pouchetii* in the North Sea (Lancelot et al., 1987). Once the colonies of this species reach a certain size, they are no longer sufficiently grazed by zooplankton; the decaying biomass then accumulates as foam along the French, Belgian, Dutch and German coast.

Also, the extent to which the metabolic processes described previously (cf. 3.2.4) take place, depend on the same conditions mentioned above. Local morphometry, depth, magnitude and duration of density stratification are major factors. Shelf regions in particular may develop conditions of hypoxia and anoxia in the follow of intense algal blooms that lead to fish and bottom fauna kills, and in the long run to alteration of the biocoenotic structure of the local ecosystems.

An additional point of interest is the fact that eutrophication is often caused by sewage discharge. At least, the fraction of organic material supplied either by direct or by indirect sewage discharges relative to the total nutrient supply can be substantial. Accordingly, part of the secondary production could be sustained directly by sewage. However, in most cases, the organic material is rapidly mineralized using oxygen, or other oxidants. Therefore, distinction should be made between oxygen consumption due to autochthonous production

and oxygen consumption due to allochthonous organic material. In practice, the discrimination is not easy, and perhaps even not necessary. The main point here is the implication that untreated, or insufficiently treated sewage is not only of sanitary concern, but is also one of the causes that contributes to local situations of hypoxia and anoxia.

### 3.3.5 Loading criteria

Nutrient supply from external sources is the driving factor of aquatic eutrophication. From a practical point of view of management the question arises, therefore, whether it is possible to establish a quantitative relationship between nutrient supply and the degree of eutrophication. To this end, Vollenweider (1968) introduced the concept of loading tolerance, which was further developed in several papers by the same author with particular reference to phosphorus. This concept defines the general relationship between nutrient supply and the trophic reaction of an aquatic system, with emphasis placed on levels of nutrient supply that determine the transition between oligotrophic and eutrophic conditions in any given situation.

Vollenweider's concept has been quantified for lake systems using a few systems parameters, such as mean depth, hydraulic load and water residence time. In this specific form, the model conception is not immediately transferable to marine systems, yet the concept as such remains of general applicability regardless of the specificity of bodies of water. Chapra and Reckhow in their treatise on modelling (Chapra and Reckhow, 1983) consider also the principles that apply to coastal areas. Lateral coastal currents and inshore-offshore exchange are of particular relevance for the build-up, dissipation of nutrients and maintenance of nutrient gradients along shores. Giovanardi and Tromellini (1992a; 1992b), instead, considered the situation south of the river Po, using a simple dispersion model with salinity as a tracer, and redefined the OECD trophic classification scheme for that area. The combination of both would provide a basis to define acceptable loadings, which, however has not been done yet.

A variety of this approach, more along the above conception has been pursued by Wallin and Håkanson (cf. Wallin, 1991). In addition to parameters considered by Vollenweider, the authors introduced also a coastal form factor,  $V_d$ , and a statistically defined sensitivity array,  $S$ , which are used to construct a kind of loading tolerance diagram for coastal marine areas corresponding to that developed by Vollenweider for lakes.

Clearly, more complex models and alternative approaches have been pursued in the appropriate scientific literature, all with the implied aim to define in some way nutrient load tolerance conditions of aquatic systems. Although substantial progress has been made thus far, non of these various approaches will be fully applicable to all marine situations; each situation, and accordingly the method taken to characterize the particular circumstances that determine the local or regional marine trophic conditions, must be evaluated in its proper context.

### 3.3.6 Nutrient limitation in the Mediterranean

Of particular interest in the context of the present report is the question of nutrient limitation in the Mediterranean Sea. Studies of this sort are not plentiful, however. Experimental studies in the coastal waters of Emilia-Romagna have shown that phosphorus rather than nitrogen limits production (Chiaudani *et al.*, 1980; Marchetti, 1985; Mingazzini *et al.*, 1992), as has also been found for the brackish waters of the Baltic (Fonselius, 1978). On the other hand, it must also be noted that marine waters adjacent to major river outfalls are not nutrient limited at all after periods of high water discharge and/or discharges of nutrient

rich waters (e.g., during early spring and fall periods), and that situations of this sort give rise to substantial algal blooms (Vollenweider et al., 1992). Periods of nutrient limitation occur mostly during summer, and production may be either phosphorus or nitrogen controlled, when concentrations often fall to low values and N/P ratios decrease from values >25 to values <10, as has been found in coastal waters south of the River Po (cf. Annual Reports, Emilia-Romagna Region, Series 1978 to 1992).

Regionally and seasonally, instead, production may either be phosphorus or nitrogen limited, or both, as has been reported by Becacos-Kontos (1977) for the Aegean Sea. From the statistical analysis of Saronikos Gulf and Island of Rhodes inshore and offshore waters by Ignatiades et al. (1992), one may conclude that, on average eutrophic inshore Gulf waters are rather nitrogen limited, and nitrogen limitation decreasing toward offshore waters, while both, oligotrophic inshore and offshore pelagic water around the Island of Rhodes are phosphorus limited.

Krom et al. (1991) conclude from their study of the  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  and Chl a distribution in a quasi-stationary warm-core eddy south of Cyprus and further analyses of waters in the southern Levantine basin that the Eastern Mediterranean is phosphorus rather than nitrogen limited. Other workers came to similar conclusions for the Western Mediterranean, although this basin may be slightly nitrogen limited (Owens et al., 1989, ctd. in Krom et al., 1991). The authors suggest also an interesting hypothesis for the low phosphorus content of the basin, relating it to phosphorus sorption on iron-rich Saharean dust fall-outs.

As will be pointed out in Chpt. 4, the nutrient load of both, nitrogen and phosphorus to the Mediterranean basin as a whole is still low in comparison to other closed seas. Eutrophication is largely a problem of coastal and adjacent waters, where, however, it can be very serious. For details cf. Chpt. 5.

#### 4. NUTRIENT SOURCES, SOURCE TYPES, AND LOAD ASSESSMENT

##### 4.1 General

Sources considered here refer primarily to those containing phosphorus and nitrogen because of the overriding importance of these elements in eutrophication (cf. Chpt. 3.). However, considerations pertaining to eutrophication cannot easily be separated from taking a wider view about pollution as a whole. Certain forms of pollution enhance the process of eutrophication (e.g. industrial discharges containing e.g., trace elements such as iron, manganese, molybdenum etc., or sources that emit organic growth factors, such as vitamins). Others may contain toxic factors, or even biologically important substances but at concentrations that may be toxic to biota. The complex interaction between these various possibilities is not well understood at present and requires further study.

In the following sections a number of principles are discussed that have major bearings on eutrophication per se, ignoring largely the points raised in the preamble. Later in the chapter an attempt is made to evaluate the nitrogen and phosphorus load to the Mediterranean Sea.

##### 4.2 Land use and source identification

The type and importance of pollution sources, and in particular nutrient sources, are intimately associated with the use of land and its transformation by men. Under pristine

conditions, the geochemical dynamics, which also include the flow of nitrogen and phosphorus, are regulated by natural processes that depend on the specific geological, orographic, sedimentological, geochemical, climatic and biotic environment in which these processes take place. Thermic and hydrological conditions are of primary importance. However, historically all these factors have been seriously affected or changed by man to various degree. A majority of present-day landscapes, even of some where man's influence is not immediately apparent (e.g., the Mediterranean macchia), are to be classified under the category of anthropogenically transformed landscapes, in which natural expanses remain as disjunct pockets only.

A breakdown into land use categories, and their implied relationship to pollution and nutrient sources, is given in Figures 2 and 3. This breakdown has been kept as complete as possible as a reminder, although in reality every situation differs from each other, and accordingly must be evaluated and assessed separately.

Besides the still natural landscapes, which are listed for completeness but will not be treated further, the main anthropogenically transformed land use categories of interest in the context of eutrophication are:

- Urban Settlements and Communications Areas
- Farm Lands
- Industrial Areas

Urban Development. With the rapid expansion of population centres that began in the last century in developed countries, and now involves also developing countries, new technologies and facilities have been introduced. Of greatest hygienic and environmental consequences was the almost general introduction in developed countries of water supply and water disposal systems, i.e., sewers that often were discharged directly to rivers and/or lakes and other stagnant waters. With the improvement of centralized treatment facilities and secondary treatment during this century, some of the worst pollution effects resulting from the discharge of untreated sewage to waterways have been alleviated. Still, secondary treated urban sewage contains substantial amounts of phosphorus and nitrogen, which became the main cause of eutrophication at the turn of the century. With the introduction of household and industrial detergents containing polyphosphates after World War II the problem was further aggravated. Following the adoption of tertiary sewage treatment and due to a substantial reduction of polyphosphates in household detergents in some countries further development of the problem has been halted or slowed down in recent decades. Still, secondary and in particular tertiary treatment of urban sewage is not general, specially in countries bordering the Mediterranean. Accordingly, urban sewage remains a major source responsible for the continuing eutrophication of fresh and marine waters.

Further to direct discharges of insufficiently treated sewage, run-offs from urban streets and highways, and connected areas continue to cause concern, in particular in situations of combined sewer systems that receive both urban sewage and urban run-offs. This causes difficulties of effective treatment in conditions of storm-run-offs because of excessive sewage dilution that reduces and endangers the correct biodynamic functioning of treatment plants.

Farming. The relative role of various farming practices regarding their effects on eutrophication, instead, depends largely on whether farming is extensive or intensive. Extensive farming may have a low impact on eutrophication, even if animal stock raising is involved. As long as the uptake capacity of soils remains high, extensive farmlands may act



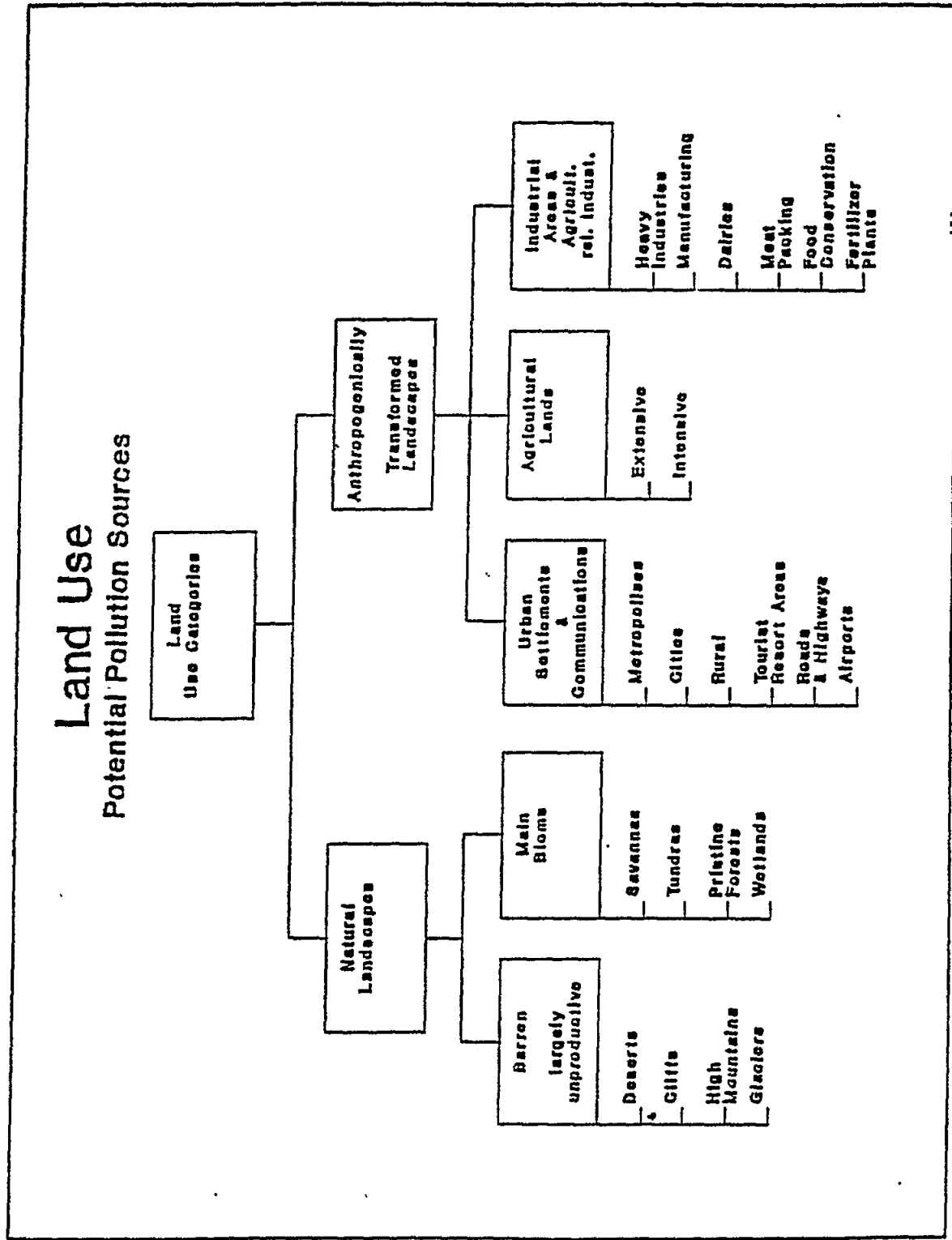


Fig. 2 Land use: Potential pollution sources

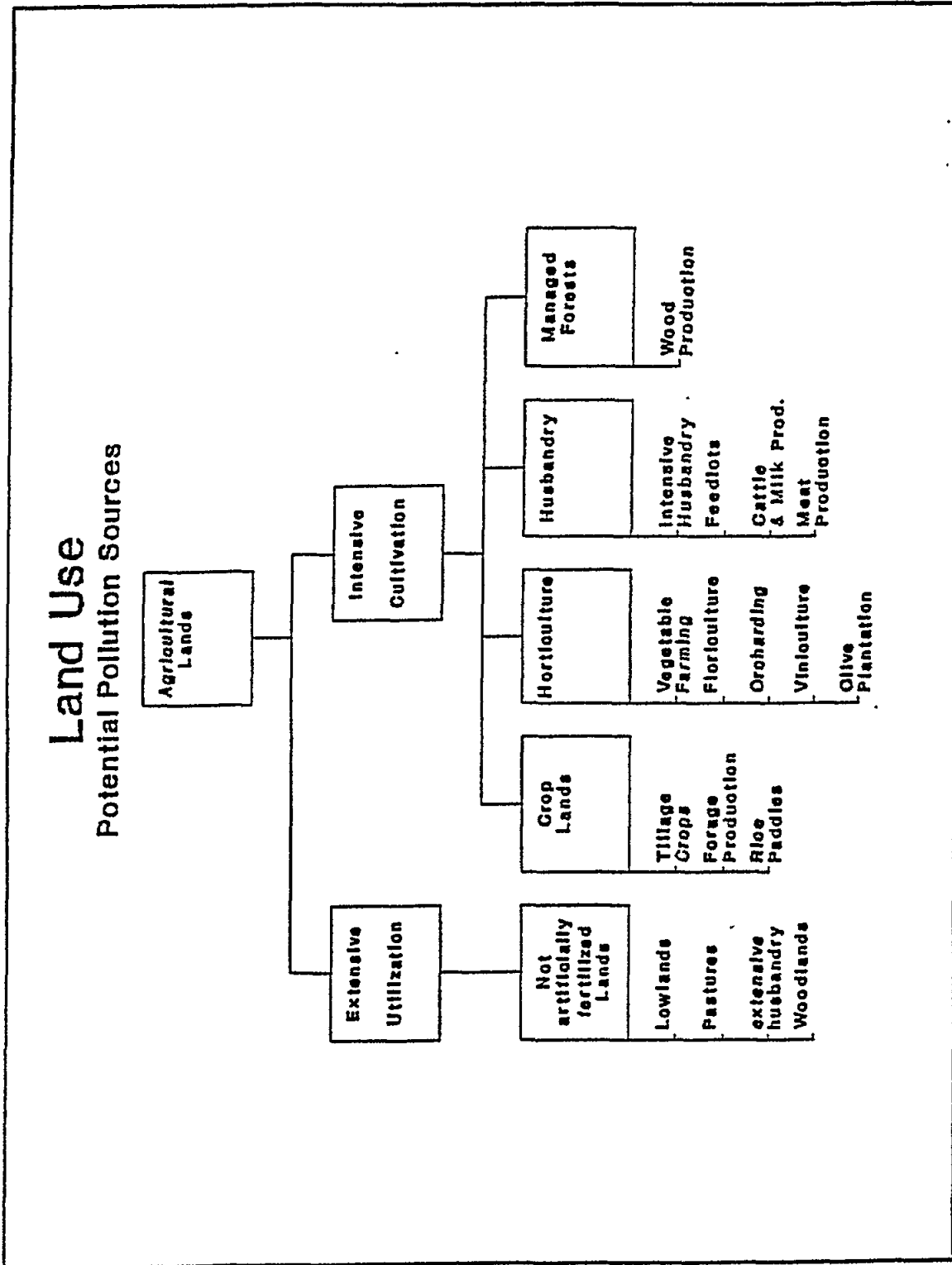


Fig. 3 Land use: Potential pollution sources

as partial sinks for phosphorus and nitrogen. However, while this is true for low density areas, the situation in high density areas may be different. Accordingly, conditions have to be assessed on a case basis.

Intensive farming, that encompasses both high crop production and high density animal husbandry, can be a major contributor to nutrients causing eutrophication due to either the use of large quantities of synthetic fertilizers, and the production of high amounts of solid and liquid manure by farm animals. The net effect of manure on eutrophication is augmented by direct discharges from feed-lots and from stable washing, and practices of manure application to soils of reduced uptake capacity, e.g., sandy, loamy or frozen soils. With regard to synthetic fertilizers, their net effect on eutrophication depends on a number of factors, foremost on the chemical nature and formulation of fertilizer used, on the amounts used, the mode, frequency and period of application, and the general soil conditions, as well as on the kind of crop produced.

Industrial Activities. Among the industries that are of major concern as regards eutrophication are those, which are closely related to agricultural activities such as dairies and dairy products; food transformation and conservation industries such as canneries, sugar mills, breweries, distilleries, slaughter houses, etc., while other industries are often major sources of gross pollution, but their bearing on eutrophication per se remains secondary. Industrial BOD production is generally a good indicator for the relative prominence of industries in this sense, but there are exceptions like fertilizer industries. The contributing role of petroleum and petrochemical industries to eutrophication, on the other hand, is not well understood, but there are indications that petroleum products discharged to waterways may stimulate eutrophication, though not be its major cause.

### 4.3 Principles of source characterization and assessment

For the characterization of individual sources, several general source attributes have to be taken into consideration. The most important are listed in Figure 4. Others will be discussed further below.

#### 4.3.1 Source type

Source types will be discussed in some detail further below. The major distinction to be made that has bearing on source characterization is between point and diffused sources. Point sources are generally well definable both qualitatively and quantitatively, while the respective characterization of diffused sources is often difficult.

Frequency, Location, Variability: Within the two categories the weight of various single sources depends on frequency, distribution patterns, i.e. location in the basin, and regularity or irregularity of emission. Sources distributed sparsely throughout a drainage basin may be of lesser importance than sources concentrated in a few critical points; also, sources situated far up in a drainage basin may bear lesser weight than sources of comparable source strength located near sensitive receiving waters. Average emission of some sources (e.g., municipal sewer discharges; certain industrial sources) may remain relatively steady over longer periods of time, though the actual discharge pattern over shorter periods of time (24 hour cycle; 7-day period) may vary considerably. In tourist resort areas, instead, municipal discharges vary also seasonally, depending on the magnitude of tourist fluctuations. Diffused sources may also vary seasonally, as e.g. wash-offs from agricultural fields during spring melting of manure applied on snow and frozen ground; air born wash-outs of nitrogen and phosphorus depend on precipitation patterns, etc.

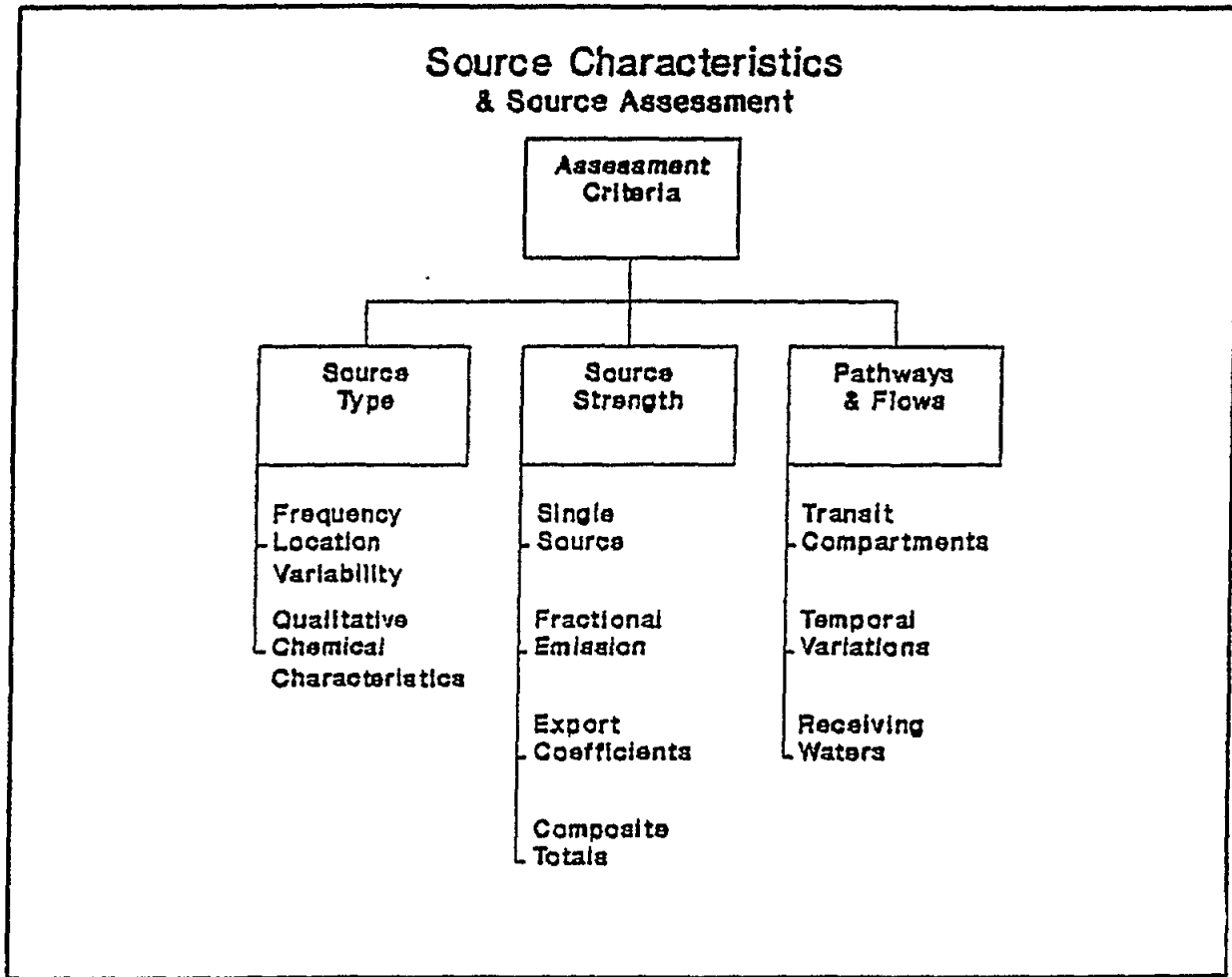


Fig. 4 Source characteristics and source assessment

Qualitative chemical characteristics: Not only the total amounts of phosphorus and nitrogen emitted from the various sources, but also the chemical forms, and their relative composition in effluents are of importance. These factors vary substantially from source to source. Basically, distinction must be made between inorganic and organic forms of nitrogen and phosphorus, but this distinction is not sufficient. Depending on the nature of the source, either element may be present as molecular or colloidal dissolved compounds in a variety of forms, or as inorganic or organic particulates. Also, some fraction of phosphorus and nitrogen may be adsorptive bound on mineral and/or organic particles.

This large variety creates certain analytical difficulties, since it is not generally known to what extent the various components have bearing on eutrophication. Accordingly, it remains a matter of judgement how detailed a chemical analysis should be, and how far it is necessary to account for various components. A typical case is phosphorus present as hydroxy-apatite in the erosional turbidity load of rivers; erosional hydroxy-apatite in certain

river basins can make out the prevailing fraction of the total phosphorus load. Regarding organic components, their relative importance depends on the degree to which such compounds are readily hydrolysed and/or metabolized microbologically, or whether they are chemically and/or biologically inert, i.e., refractory.

Considering the practical approach to the above question, however, a synopsis of necessary analyses for both nitrogen and phosphorus is given in Figure 5. This scheme, which is operationally defined, is normally quite adequate for the purpose of routine assessment and surveillance, and in practice entails the determination of some components, usually nitrate, nitrite, ammonia and ortho-phosphates, and filtered and unfiltered totals of nitrogen and phosphorus, while the organic and particulate fractions are estimated by difference. Often the hydrolysis steps are omitted.

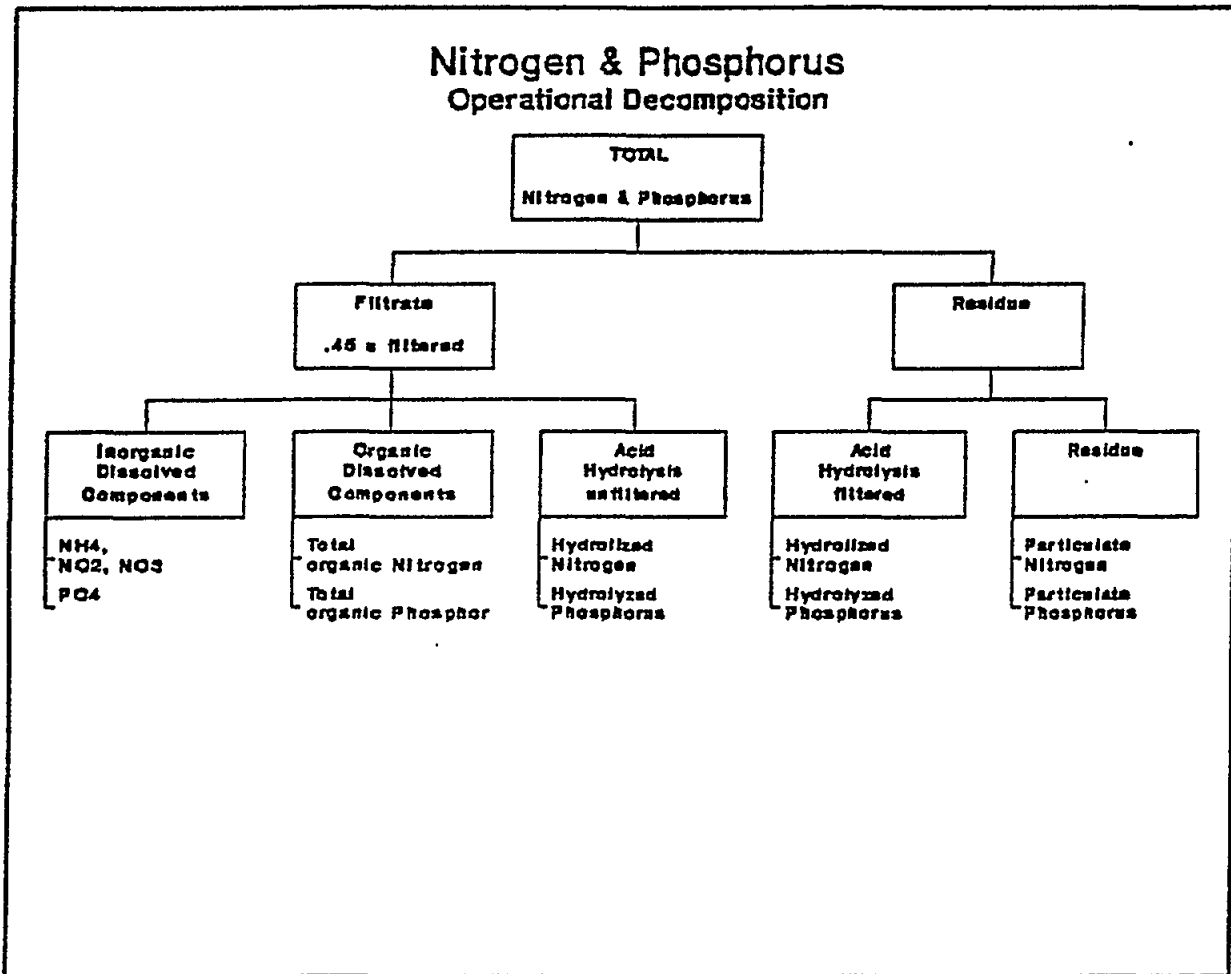


Fig. 5 Nitrogen and phosphorus operational decomposition

#### 4.3.2 Source strength

Source strength refers to the total amount of phosphorus and nitrogen potentially available per unit of time from any specific source (e.g., kg/day). This value should not be

confounded with source emission. E.g., the amount of phosphorus and nitrogen in faeces produced per a 250 kg cow/day, determined under controlled rearing conditions, is rather constant, but the amount of phosphorus and nitrogen discharged to waterways from a herd of cows may vary according to forage conditions, age composition, rearing environment, zootechnical practice, etc. In a similar fashion, the unit amount of a nitrogen fertilizer applied to agricultural fields represent the unit source strength, but the amount lost from different fields depends on a variety of factors, such as the exact chemical nature and composition of the fertilizer used, soil properties, slop and drainage conditions, crop produced, etc. Accordingly, in order to assess the relative importance of all nitrogen and phosphorus sources, each single source has to be evaluated separately, and its fractional emission determined. The composite total is then obtained by summation. For reference cf. e.g., Vollenweider (1968), Porter (1975).

In practice, a complete source assessment for each single case and basin is a tedious task, and certain shortcuts may be unavoidable. Assessment of point sources at the outlet point (normally discharge pipes) is generally straight forward on the condition that temporal variations in source discharges are duly taken into account. Quantities may be expressed as e.g., kg/day, t/year, etc., but in some cases it may desirable to refer quantities also to certain units, such as e.g., kg/inhabitant/year. Diffused sources cannot be measured directly, but may be assessed indirectly. This is possible, if basin conditions are reasonably well known, and experience gained from pilot studies or appropriately selected sub-basins can justifiably be transferred to and/or extended to the basin in question as a whole. Unit source emission of diffused sources is often expressed in terms of export coefficients, e.g., as kg/ha.year. Export coefficients are estimated experimentally in appropriately selected sub-basins, and careful analysis of the exported nutrient load at a calibrated river station.

Table 1 provides some ideas about the magnitude and variation of such export coefficients as obtained in some 40 agricultural basins in Europe and North America. Values very much larger than the means resulted from highly fertilized fields.

Table 1

Export Coefficients for Phosphorus and Nitrogen from Agricultural Areas,  
kg/ha.year

	AVG	STD	Nr	GeoMean		±1 STD		±2 STD
Phosphorus:								
USA/Canada	0.26	0.29	15	0.15	0.43	0.05		
Europe	0.45	0.58	11	0.21	0.79	0.06		
All	0.34	0.45	26	0.17	0.57	0.05	1.89	0.02
						Max/Min	2.14	0.01
Nitrogen:								
USA/Canada	23.32	34.59	17	10.17	34.64	2.98		
Europe	13.11	11.35	25	6.84	30.21	1.55		
All	17.39	24.52	42	8.08	32.62	2.00	131.8	0.50
						Max/Min	120	0.10

Table 2 instead summarizes data of integral basin export coefficients, expressed in  $t/km^2/year$ , for some river basins of the Mediterranean. Export coefficients of this sort account for the composite emission from all sources, including diffused and point sources, and possible loss factors (cf. below). The data show that while the mean integral basin export coefficients for nitrogen are comparable in magnitude to those obtained from agricultural fields, those for phosphorus are roughly half an order of magnitude larger. Export values of this sort are comparable with those found in North America. The average loss of nitrogen from more than 900 watersheds in the U.S.A. is reported to be  $954 kg/km^2.year$  (Omerik, 1977); according to Reckhow *et al.* (1980), phosphorus losses amount up to  $300 kg/km^2.year$  in areas of intensive agriculture, between 40 to 170 kg in medium intensive areas, while in other areas the losses can be as low as  $10 kg/km^2.year$ . The implications will be discussed further below.

#### 4.3.3 Pathways and flows

This introduces still another aspect of composite source assessment that takes into account the flow pattern and flow size through individual paths and compartments of phosphorus and nitrogen throughout the basin as a whole. The term compartments is used in this context in two senses (a) as the summation of single sources having essentially similar characteristics (e.g., all household sewers which make up the compartment 'household discharges'; the sum of discharges from animal husbandry of a certain kind, eg., hogs, etc.), (b) pools of transformation inserted in particular paths (e.g., sewage treatment plants; food transformation industries; etc.). The common denominator of all the various compartments is the fact that they have one or several distinct inputs and outputs (flows) that can be measured or reasonably estimated. As a whole, flows and compartments that belong to a basin make out a system of interwoven input-output channels, whereby certain compartments may act as either source or sinks for phosphorus and nitrogen. Typical sinks are soils in which a substantial fraction of the inflowing phosphorus and nitrogen is retained by processes of physico-chemical binding and/or biological transformation such as uptake in crops, or regarding nitrogen, by processes of denitrification.

Pathways and size of flows may show temporal variations depending on input-output variations and modifications. From the point of view of eutrophication, the most important aspect considers the amount, location and timing of that fraction of the total load that ends up in the receiving waters (rivers, lakes, sea shores, etc.).

In order to draw up a complete balance sheet, total imports and exports of nitrogen and phosphorus in and out of a catchment system need to be assessed; however, because of the many difficulties to obtain the necessary raw data, this is rarely done. A specific example will be presented later.

#### 4.4 Practice of source assessment and source inventory

While what has been said above summarizes the general principles that need be considered in dealing with nutrient source assessment, the practice of drawing up a complete nutrient load inventory for the sake of load management is normally guided by a scheme along the following points:

- A) According to origin
  - a. natural
  - b. human settlements

Table 2

Export Coefficients for Italian River Basins and the Rhône and Ebro Basins

River	Length km	Drainage sqkm	Discharge ckm/y	Nitrogen 1000 t/y (N-NO <sub>3</sub> ) Total-N	Phosphorus 100 t/y (P-PO <sub>4</sub> ) Total-P	Exp.Coeff Nitrogen t/sqkm/y	Exp.Coeff Phosphorus t/sqkm/y
Po	652	69,974	46.4	(66.7)	(10.9)	0.953	0.156
minimum				81.7	10.7	1.168	0.153
maximum				110.0	13.0	1.572	0.186
Adige	410	12,200	7	(6.6)	(0.4)	0.541	0.033
				7.7	1.3	0.631	0.107
				13.0	1.2	1.066	0.098
Tiber	405	17,169	7.2	(9.9)	(3.5)	0.577	0.204
				20.2	3.2	1.177	0.186
Arno	241	8,247	2.05	(2.5)	(1.0)	0.303	0.121
				4.6	1.8	0.558	0.218
16 basins south Po		12,571		30	2.2	2.386	0.172
		Average ±STD			Total	1.230	0.167
						0.677	0.059
		Average ±STD			Mineral	0.594	0.129
						0.269	0.072
Rhône	812	99,000	67.9	(54.4)	(12.0)	0.549	0.121
Ebro	930	(110,000)	12.4	(ca 34)	(ca 9?)	(<0.34)	(<0.1)
Sources:	Pettine <i>et al.</i> , 1985; Provini <i>et al.</i> , 1992 Marchetti and Verna, 1992 Kempe, 1985 World Resources 1988-89 Note: Pettini's Total-N = Total inorganic N						
Other Rivers	Export estimates:						
	km	sqkm 1)	ckm/y	N-NO <sub>3</sub>	P-PO <sub>4</sub>	t/sqkm/y N-NO <sub>3</sub>	t/sqkm/y P-PO <sub>4</sub>
Seine	776	(100,100)	8.7	36.7	1.6	0.367	0.016
Loire	1010	120,500	33.7	78.5	3.5	0.651	0.029
Garonne	650	(83,850)	19.2	28.7	1.7	0.342	0.020
Rhône	812	99,000	67.9	54.4	12.0	0.549	0.121
France					Avg->	0.477	0.047
Rhine 1	1326	175,400	69.7	200.0	17.4	1.140	0.099
Rhine 2	1326	175,400	79.0	250.0	25.0	1.425	0.143
Rhine Hellman		175,400	68.6	Total P->	50.6		0.288
Weser	502	(64,760)	8.5	38.0	5.4	0.587	0.083
					Avg->	1.051	0.108
Weser+Ems+Elbe		(262,280)		Total P->	38		0.145
W. Germany		248,678		Total P->	111		0.446
Comments:	(Surface estimated from river length) 1 Rhine 1963-78 2 Rhine 1978						
Sources:	Kempe, 1985; Bernhardt, 1978/ World Resources, 1988-89						



- c. animal husbandry
  - d. fertilizers
  - e. industrial byproducts
- B) According to type
- f. inorganic (e.g., detergent polyphosphates)
  - g. organic
- C) According to loss or discharge mode
- h. surface run-off, leaching and erosion
  - i. sewage
  - j. industrial discharge
  - k. aeolian
- D) According to general categories
- l. point sources
  - m. diffused sources
- E) According to controllability
- n. from a theoretical point of view
  - o. from an economic - strategic point of view

These and the various aspects discussed in previous paragraphs are arranged in Figure 6 from a practical point of view, and may serve as a basis for organizing the data to be collected. In this scheme, emphasis is given to controllability. As already mentioned, point sources are generally easier to control than diffused sources, but the proportion of nutrients originating from point versus diffused sources normally differs according to whether phosphorus or nitrogen is in question. Experience accumulated over recent decades shows that in most situations of man induced eutrophication 50% and more of phosphorus originates from point sources, while the reverse holds for nitrogen. Clearly, there are exceptions to this rule. Approximate percent ranges of source contributions that cover a wide variety of actual situations are given in Table 3.

Nitrogen and Phosphorus from the domestic environment, urban settlements and industries. The per capita defecation coefficients for nitrogen and phosphorus of a population having a mixed balanced diet have been estimated to be 12 and 1.5 g/day, or 4.4 and 0.54 kg/year (cf. Bucksteeg, 1966). These figures may vary slightly depending on diet conditions, but as a whole, they are rather representative for a broad segment of the human population. The polyphosphate contribution from household detergents, instead, has changed dramatically over the last three decades. While the per capita contribution of phosphorus originating from laundry detergents in the 60s reached values two to three times the human metabolic value, values of present conditions are generally much lower, due to reformulation of laundry detergents, in part due to legislative measures introduced by countries, in part due industrial reassessment of their formulations. Still, polyphosphate contents in laundry detergents vary largely from country to country. The content in industrial detergents, on the other hand, remains generally still high.

Nitrogen and phosphorus contributions from urban runoff, from streets and highways, and industrial contributions, are difficult to assess because of the insufficiency of appropriate studies. Rough estimates assume a 10% quota of population contributions.

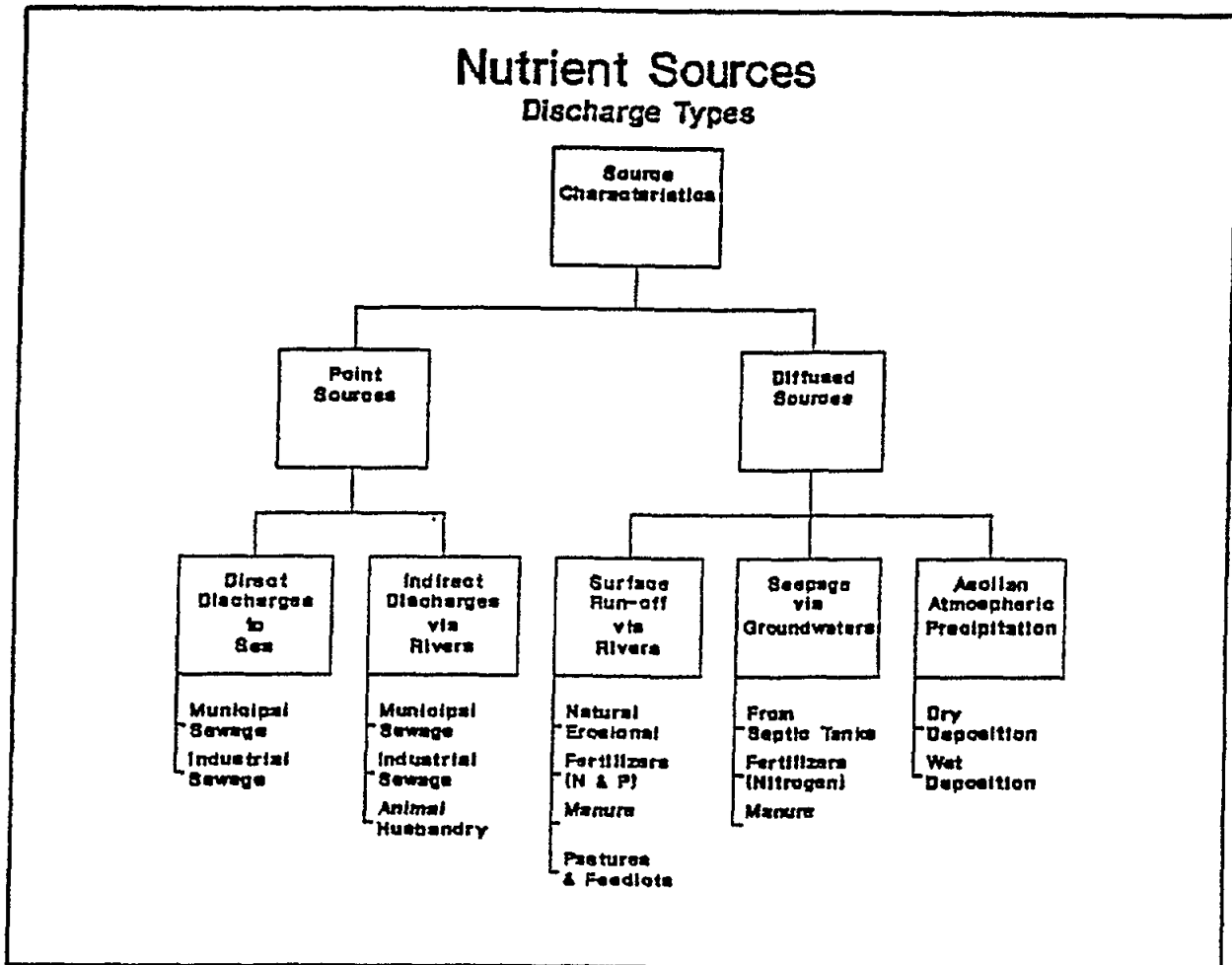


Fig. 6 Nutrient sources. Discharge types

Chemical Fertilizers. Estimates of fertilizers applied to croplands vary considerably between crop types, and from region to region, and between countries, as does animal husbandry. Total fertilizer application to crop lands ranges at present from 0 to a country mean of some 800 kg/ha (cf. Table 8). While quotas tend to stabilize in countries that used higher amounts for some time, these quotas increase still in countries of generally lower fertilizer use. Regarding loss fractions, some general export figures have been given above.

Loss of phosphorus and nitrogen to surface and ground waters occurs via surface washout, surface erosion and percolation. The distinction between these paths is important, but it is generally correct to conclude that the loss of phosphorus from chemical fertilizers is substantially below that of nitrogen, and that therefore nitrogen from agricultural applications can be a major contributor to eutrophication, in particular during the spring period when nutrient concentrations in sea waters are high, and usually blooms of diatoms occur.

Table 3

Origin of Nitrogen and Phosphorus Loads from Anthropogenic Sources

	% Nitrogen	% Phosphorus
<u>Urban Sewage:</u>	20 - 40	40 - 60 - (80)
<u>Agro Industries:</u> Crop production and Fertilizer use, Animal husbandry, Food transformation	40 - 60 - (80)	20 - 40
<u>Others:</u> Industries, Urban runoff, Atmospheric Precipitation	10 - 20	<10 - 20
<u>Natural:</u>	<10 - 20	<5 - 10

Phosphorus is mostly lost by surface washout and erosion; percolation losses to ground waters is minimal because of the generally high phosphate (the main form of phosphorus in fertilizers) binding capacity of agricultural soils. Regarding nitrogen, instead, it is important to consider the form in which nitrogen is applied to soils. While the chemical binding of ammonia and urea in soils is rather complicated, nitrates have a high mobility, and substantial fractions may leach into ground waters. Nitrate accumulation in ground and well waters in the lower Po Valley is a predicament that, besides being a factor in eutrophication, raises questions about the safety of drinking water. Still, the problem has not risen to an acute crisis yet.

Animal husbandry. Animal husbandry is likely a major agricultural contributor of nitrogen and phosphorus in many environments (Porter, 1975). Manure is a source of ammonia and urea, and in particular, of mobile phosphorus in situations of intense animal husbandry, when liquid manure is more or less directly washed into surface waters. Citing from Vollenweider's 1968 review, the quantities of nitrogen and phosphorus produced by livestock, expressed in terms of live weight, vary considerably from one species to another. Cows and pigs produce about 150 kg N/1000 kg live weight per year, goats and sheep about 120 to 130 kg, and poultry about 85 kg. Pigs produce the most phosphorus, with nearly 45 kg/1000 kg live weight per year, followed by hens with about 30 kg, and sheep and goats with 20 kg (Miller, 1955). Slightly different values but of the same order of magnitude are reported by ASAE (1979).

In European countries with intensive animal husbandry, the arising of nitrogen and phosphorus from livestock relative to the human population varies by a factor from 6 to 16 with a mean of 8 for nitrogen, and from 5 to 26 with a mean of 11 for phosphorus. Accordingly, the total source strength of nitrogen and phosphorus is roughly 10 times that of the human population. These high amounts, contained in manure, fortunately are mostly spread on land. A certain fraction of these will be washed into surface and ground waters. Depending on local conditions the percent loss factor is normally in the order of 10 to 25 % for nitrogen, and 1 to 5% for phosphorus. According to the studies by Chiaudani *et al.* (1978)

and Marchetti (1987) the relative contribution of nitrogen from animal husbandry in Italy would be around 5-6% from all sources, and that of phosphorus around 14% making animal husbandry third in importance. Countries practicing extensive stock raising (e.g., sheep and goats), as is the case in various semi-arid Mediterranean countries, would probably arrive at lower loss fractions.

Aeolian Deposition. This argument will not be treated here, but reference to marine deposition rates will be made in a later context (cf. 4.5(d)).

A model situation. To bring the pieces together a model has been conceived for an average landscape with population density of about 150 inhabitants/sqkm and a corresponding distribution of land use activities (crop production and fertilizer use, animal husbandry, etc.) that is typical for such a situation. Polyphosphates in detergents have been assumed to be 50% of the per capita phosphorus value. For the prevailing conditions of peak contents of polyphosphates in detergents during the 1960 to about 1975 period, this value is on the low side, but is now more in line with recent detergent formulations and the usage of polyphosphate free detergents.

Modifications that make the model more realistic consider also a fractional retention of nitrogen and phosphorus in treatment plants or due to land disposal from septic tanks by a quota of 25%, but further reductions that are achieved now by tertiary treatment facilities are ignored. As to losses from diffused sources a minimum quota of 10% and 1% for nitrogen and phosphorus, and a corresponding maxima quota of 25% and 5%, respectively, is assumed. Accordingly, the model output gives not a fixed value but the range within which one can expect the real values to lay. As Table 4 shows the approximate amounts exported from 1 sqkm would range under average conditions from between 1000 to 3000 kg/year for nitrogen, and from between 130 to 250 kg/year for phosphorus. The breakdown of these export quotas shows also that the relative contribution of nitrogen from point sources is generally less than 50-60% of the total, while the reverse would apply for phosphorus.

Application to Mediterranean Conditions. How far are these estimates confirmed by actually measured values, and how far can it be applied to Mediterranean countries? Italy is the only Mediterranean country that has adapted and perfected the approach to loading estimates originally developed by Vollenweider (1968). Therefore, the following assessment that may serve as a guide relies heavily on the Italian experience.

Originally, the model was designed to meet the conditions typical for Middle Europe, and for this purpose the model prediction is in excellent agreement with actual measurements. For three watersheds in Germany (Mohnethal, Briggethal, Wahnbachthal) with population density ranging from 120 to about 200/km<sup>2</sup>, nitrogen exports have been reported from 1500 to 2500 kg/km<sup>2</sup>, and phosphorus exports from 70 to 290 kg/km<sup>2</sup>. With slight adaptation of the model to the Emilia-Romagna conditions, the nitrogen and phosphorus export from the 4 Provinces of Bologna, Ferrara, Ravenna and Forlì (11,104 sqkm; 2.27 Mill. inh., 204/km<sup>2</sup>, 1975) was estimated to range from 18,000 to 31,000 t N/y, and from 1,900 to 2,800 t P/y around 1975 (Vollenweider, 1977). These figures are corroborated by data of the recent more detailed studies on the 16 basins of that region by Marchetti and Verna (1992), who estimated the nitrogen and phosphorus exports from an area of 12,571 km<sup>2</sup> to 30,000 and 2,200 t/y, or 2386 and 172 kg/km<sup>2</sup>, respectively (cf. Table 2).

Table 4

Estimated Nitrogen and Phosphorus Exports from a Representative European Model Area

Model Assumptions: 150 inh/sqkm 20% urban & wastelands 20% forests 30% arable (fertilizers applied: 80 kg N & 30 kg P/ha) 30% grassland, pasture & animal husbandry (livestock/human excrements: N=8:1; P=11:1)					
Main Sources:		Nitrogen		Phosphorus	
kg/sqkm					
A) Sewage & Urban Runoff					
- from human origin	660	660	80	80	
- detergents	-	-	40	40	
- highways	66	66	8	8	
- industrial	66	66	8	8	
Sub-Total A)	792	792	136	136	
B) Land Runoff	a)	b)	c)	d)	
- from forests	50	250	5	25	
- from arable lands *	120	600	9	45	
- from pastures & grasslands **	265	1320	9	45	
Sub-Total B)	435	2170	23	115	
Total A) + B)	1227	2962	159	251	
% A) of Total	65%	27%	86%	54%	
Total A)** + B)	1062	2797	129	221	
% A) of Total	59%	22%	82%	48%	

\* Assumed export coefficients on land applications:  
a) = 5%, b) = 25%, c) = 1%, d) = 5% of totals of fertilizers & manure applied on arable, pastures & grasslands

\*\* Assuming another 25% of domestic nutrients in treatment plants and/or deposition on land

This confirms the applicability of the model in principle, contingent to its correct tuning to the particular situation investigated. In the case above, the model gave the correct range because of several concurrent factors, to mention the approximate population density of 200 inh/km<sup>2</sup>, the rate of fertilizers applied (100-150 kg N/ha.year; 20-30 kg P/ha.year; Rossi et al., 1992), and the kind and level of animal husbandry similar to that assumed in the model.

Actual export values referring to Po basins as a whole instead (cf. Table 2) are rather on the low side of the model predictions, particularly regarding nitrogen. This may have several reasons: climatic, orographic and soil conditions, land use activities, crops produced, etc., and not least relative basin size. While the mean area of the 16 basins south of the Po studied by Marchetti and Verna (1992) is around 800 sqkm, the Po Valley has an extension

of some 70,000 sqkm of which a large proportion (ca. 50-60%) makes out the Po plane. On the West and North side, the Po plane is flanked by the Alps, on the South by the Apennines, both with steep valleys. Between Turin (km 122) and the closure of the basin at Gaiba (km 572), the mean slope of the river is about 0.5 m/km. Below this point the river is impounded and does not receive any further tributary till it reaches the sea about 80 km downstream. The transport way of the Southeast rivers, which originate in the Apennines and discharge directly into the sea, relative to that of the river Po is relatively short. This differences in orographic and hydrographic conditions has bearing on a number of factors: velocity of river flow, determining intensity of erosion and sediment erosion-accretion patterns, total erosional load, residence time of river waters between source and outflow, etc. Residence time of water in the river bed may affect denitrification, and this, besides intensive agriculture, may be one of the reasons for higher nitrogen export coefficients of the lower basins as compared to that of the River Po as a whole. Conversely, phosphorus export is not affected by gaseous losses to the atmosphere, but phosphorus may accumulate in river sediments. A substantial fraction of the total phosphorus load in rivers is bound on river suspensions (up to 98%) (Santiago, 1991; Thomas *et al.*, 1991; Santiago *et al.*, 1992; Barbanti *et al.*, 1992a; 1992b), and these in turn are subject to sedimentation during periods of low water load and re-suspension and washout during periods of high water load.

As regards the behaviour of single diffused sources, the situation is rather complicated. Rossi *et al.* (1991; 1992) have studied the nitrogen and phosphorus contribution from chemical fertilizers used in well drained agricultural areas selecting 5 pilot fields situated in the lower Po plane, which rarely receive manure from animal husbandry. Nitrogen release to drainage waters shows a characteristic time pattern: nitrogen concentrations in the underground drainage water are high (40 to about 90 g N/m<sup>3</sup>) during winter-spring to about June depending on the year, and then dropping to very low values during summer and fall; phosphate concentrations vary irregularly, but modest concentrations remaining below 200 mg P/m<sup>3</sup> with means ranging from about 50 to 100 mg/m<sup>3</sup>. The total loss per ha and year was estimated to range from 22 to 83 kg/ha for nitrogen, and 0.018 to 0.153 kg/ha for phosphorus. With an application of 100-150 kg/ha of nitrogen and 20-30 kg/ha of phosphorus, between 20 and 55% of nitrogen is lost, while the fractional loss of phosphorus would amount only to about 0.1%. This is substantially below the range assumed in the model discussed above. The high phosphorus binding on soils, and accordingly the low release rates, is possibly a consequence of the silty nature of soils in that region, as has also been concluded by Vighi *et al.* (1991), who found phosphorus release rates from lowland watersheds near the Adriatic Sea comparable to those of Rossi *et al.* (0.03 to 0.21 kg/ha.year). Conversely, the same authors report erosional losses from mountain watersheds as high as 0.6 kg/ha.year. Also Marchetti (personal communication) studying phosphorus release in Lombardy fields found much higher phosphorus loss rates.

Multiple regression analysis of data pertaining to sub-basins of the River Po (data collected by Marchetti in the 1970s, and further analyzed by Vollenweider) provides a further perspective to the problem of estimating actual exports (cf. Table 5 and 5a). In this analysis the only load generating compartments that have been considered are basin size and population. The resulting multiple correlation coefficients are significant for both, nitrogen and phosphorus. About 68% of the variability of the nitrogen data and about 75% of the variability of the phosphorus data is explained by the two compartments alone. Yet, there is a substantial difference in significance of the respective regression coefficients, regardless of whether the analysis includes a constant or not. In the case of nitrogen, both coefficients are significant at the  $P < 0.05$  level ( $P_{0.05;14} = 2.145$ ), while in the case of phosphorus only the coefficient pertaining to population is significant, but this at a significance level of  $P < 0.01$ .

Table 5

River Po: Nitrogen and Phosphorus Export by Sub-Basins. (Data: Marchetti)

No. Basin	Size sqkm	Population 1,000,000	Nitrogen kg/day	Phosphorus kg/day	N calc.	P calc.
0 Upper Po	4,885	0.465	28,189	2,196	14,988	437
1 Dora/Stura	2,523	1.639	5,197	487	15,837	1,541
2 Orca/Dora B	6,532	0.343	4,582	364	18,428	322
3 Sesia	3,072	0.452	9,384	887	19,349	425
4 Tanaro/Scriv	9,498	1.038	49,000	1,026	29,916	976
5 Agona-Ticino	9,020	1.084	23,804	944	28,979	1,019
6 Staffora	1,120	0.123	601	101	3,531	116
7 Lambro	3,858	4.605	40,858	4,869	36,365	4,329
8 Trebbia	1,396	0.040	1,277	46	3,746	38
9 Adda	7,636	1.668	16,363	1,324	28,876	1,568
10 Nure	1,069	0.062	677	28	3,050	58
11 Arda-Parma	4,457	0.578	12,053	684	14,565	543
12 Crostolo	574	0.208	1,817	183	2,649	196
13 Oglio	6,693	1.165	29,129	1,498	23,591	1,095
14 Mincio	3,083	0.348	3,146	270	9,775	327
15 Secchia	2,367	0.366	9,800	1,100	8,077	344
16 Panaro	2,191	0.472	8,072	1,054	8,247	444
Sum	69,974	14.656	243,948 N/P:	17,061 14.3	260,967	13,777

Multiple Regressions: Nitrogen:					
Regression Output:			Regression Output:		
Constant		-3423.30	Constant		0
Std Err of Y Est		8842.04	Std Err of Y Est		8766.6
R Squared		0.6878	R Squared		0.6711
No. of Observations		17	No. of Observations		17
Degrees of Freedom		14	Degrees of Freedom		15
	Basin:	Popul.:		Basin:	Popul.:
X Coefficient(s)	3.0194	6199.60	X Coefficient(s)	2.5172	5787.7
Std Err of Coef.	0.8117	2106.03	Std Err of Coef.	0.5612	2033.8
t-value	3.720	2.944	t-value	4.486	2.846
Phosphorus:					
Regression Output:			Regression Output:		
Constant		191.68	Constant		0
Std Err of Y Est		613.20	Std Err of Y Est		602.60
R Squared		0.7542	R Squared		0.7456
No. of Observations		17	No. of Observations		17
Degrees of Freedom		14	Degrees of Freedom		15
	Basin:	Popul.:		Basin:	Popul.:
X Coefficient(s)	0.0053	916.53	X Coefficient(s)	0.0334	939.59
Std Err of Coef.	0.0563	146.06	Std Err of Coef.	0.0386	139.80
t-value	0.0939	6.275	t-value	0.866	6.721
	not sign!			not sign!	

Table 5a

Summary Assessment of Po-Basin Export

Nitrogen:	
Basin:	0.9188 t/sqkm.year = 919 kg/sqkm.year
Population:	2113 t/million = 2.113 kg/inh.year
Phosphorus:	
Basin:	0.0122 t/sqkm.year = 12.2 kg/sqkm.year
Population:	343 t/million = 0.343 kg/inh.year
Basin export of phosphorus adjusted from regression underestimate: 17,061 (13,777) = 3284 kg/day	
or	
3284*365 kg/year = 17.1 kg/sqkm.year	
Total average basin P-export coefficient: 39.3 kg/sqkm.year	

From this, one would conclude that nitrogen export results from both, the domestic and the land use environment, while the phosphorus export would result only from the domestic environment. Converting the coefficients to annual values gives:

	Population kg/inh.year	Land kg/km <sup>2</sup> .year
Phosphorus:	0.335-343	1.9-12.2
Nitrogen:	2.11-2.26	919-1102

Comparison between the measured and predicted export quota for phosphorus shows that (a) there is some internal compensation, (b) the predicted quota are underestimates for at least three basins, most noticeably for the Secchia and Panaro that show notoriously higher phosphorus export coefficients similar to those found by Marchetti et al. for the lower basins that discharge directly into the Adriatic Sea (cf. above). On the other hand, it is to be noted that the very uncertain regression coefficients for phosphorus from land are in the order of magnitude of Rossi's and Vighi's et al. findings. If one assumes that the difference between the predicted and measured totals (about 3000 kg P) is due to model uncertainties, but essentially due to export from land, then the phosphorus export coefficients given above would have to be increased by some 15 to 20 kg/km<sup>2</sup>. year, which would bring the total export coefficients from land closer to the estimates given in Table 1. What ever is the correct answer to this question, it can be assumed that the loss of phosphorus from agriculture per se (fertilizers) is easily overestimated, although the above values are clearly on the low side. High actual phosphorus export rates from land, on the other hand, are likely due to either increased erosional losses, and/or to animal husbandry.

The land export coefficients for nitrogen estimated by the multiple analysis, instead, are in accord with export coefficients given in Table 2. Regarding the population contribution of both, nitrogen and phosphorus, the analysis would validate the assumption of an about 50% basin retention.



In conclusion, the procedures for estimating nutrient exports from basins as discussed above are largely supported by the Italian experience. Still, it remains questionable how far the respective findings and methodologies can be transferred to other Mediterranean countries. There are several factors that differ substantially from country to country: population density and its regional variations, land use distribution and agronomic utilization such as prevailing agricultural crops, fertilizer use on crop land, and animal husbandry, the latter being rather extensive in many Mediterranean regions. It would therefore be inappropriate to extend the above model approach to single Mediterranean countries or the Mediterranean as a whole without substantial modifications. As there are essential difficulties to do this properly, several alternative methods are used in the following to determine the range and limits within which the actual figures of the nitrogen and phosphorus load from land-based sources to the Mediterranean may lie.

#### 4.5 Load assessment for the Mediterranean as a whole

The assessment of the nutrient load for the Mediterranean as a whole encounters major difficulties due to the lack of comparable data for the whole area. Therefore, a step by step approach is taken using substantially simplified methodologies. This entails (1) a general pollution and sensitivity index, (2) a review of the Italian attempt to assess its total load, and (3) a generalized methodology for estimating the probable range within which the total nitrogen and phosphorus load to the Mediterranean is to be expected.

##### a) Potential pollution and sensitivity index

Prior to embarking on the difficult question, how much nitrogen and phosphorus is discharged into the Mediterranean a simplified overview approach is taken that pinpoints areas of major concern, and that will be supplemented by concrete data about eutrophication incidents in Chpt. 5.

For this purpose a simple index that has bearing on potential regional and local consequences of population on nutrient loads and eutrophication is introduced. This index is defined as the number of inhabitants per km of shoreline and, accordingly, represents a coarse measure of coastal nutrient load density. Using population and shore length figures as listed in Table 6, this index is calculated for all Mediterranean countries and would range from 400 for Yugoslavia to 17,400 for Egypt.

Interpretation of these figures is not straight forward, however. Depending on how the figures on shoreline length and the number of inhabitants that weigh directly on the sea have been estimated in the first place, the index can be open to considerable uncertainty, as within countries there is large variation in the distribution of population, and hence, variation in inhabitant/shoreline density. As example the Italian figure of 5,300 taken at face value, would be entirely misleading, particularly as regards the Adriatic Sea. Of the 57 million inhabitants of the 20 administrative Regions about 24 million residing in the 7 Northern Regions: Piemonte, Valle d'Aosta, Lombardia, Emilia-Romagna, Trentino Alto Adige, Veneto, Friuli Venezia Giulia, weigh on the North Adriatic coast of roughly only 400 km; this gives an inhabitant/shoreline density of about 60,000, the highest in the whole Mediterranean. Accordingly, the inhabitant/shoreline density for the rest of Italy would reduce to about 4.5.

Similarly in Greece e.g., the corresponding density of the Gulfs of Saronikos and Thermaikos, and else where would result substantially higher than the national average, and probably the same is true for coastal stretches of countries like Turkey, Tunisia etc. On the

other hand, the high density for Egypt, Israel and Lebanon adjacent to a largely oligotrophic marine environment indicates an actual (in Egypt e.g., the Alexandria shores and harbours are highly polluted) or the potential for, high local eutrophication.

Table 6

Mediterranean Basin Population by Countries  
Population-Shorline Density Index  
Metabolic Nitrogen and Phosphorus generated by Population

	Total <sup>1</sup> Population 1985 *1000	in Medit Basin 1985 *1000	%	Length of Coastline km	Density Index inh/km	Generated N t/y	Load <sup>2</sup> P t/y
Albania	3,050	3,050	100%	418	7.3	13,420	1,647
France	54,621	11,790	22%	1,703	6.9	51,876	6,367
Greece	9,878	8,862	90%	15,000	0.6	38,993	4,785
Italy <sup>3</sup>	57,300	57,300	100%	7,953	7.2	252,120	30,942
Malta	383	383	100%	137	2.8	1,685	207
Monaco	27	27	100%	4	6.8	119	15
Spain	38,542	13,860	36%	2,580	5.4	60,984	7,484
Yugoslavia <sup>4</sup>	23,153	2,582	11%	6,116	0.4	11,361	1,394
<b>Sub-Total</b>	<b>186,954</b>	<b>97,854</b>	<b>52%</b>			<b>430,558</b>	<b>52,841</b>
Algeria	21,718	11,500	53%	1,200	9.6	50,600	6,210
Egypt	46,909	16,511	35%	950	17.4	72,648	8,916
Libya	3,605	2,284	63%	1,770	1.3	10,050	1,233
Morocco	21,941	3,390	15%	512	6.6	14,916	1,831
Tunisia	7,081	4,965	70%	1,300	3.8	21,846	2,681
<b>Sub-Total</b>	<b>101,254</b>	<b>38,650</b>	<b>38%</b>			<b>170,060</b>	<b>20,871</b>
Cyprus	669	669	100%	782	0.9	2,944	361
Israel	4,252	2,886	68%	190	15.2	12,698	1,558
Lebanon	2,668	2,668	100%	225	11.9	11,739	1,441
Syria	10,505	1,155	11%	183	6.3	5,082	624
Turkey	49,289	10,000	20%	5,191	1.9	44,000	5,400
<b>Sub-Total</b>	<b>67,383</b>	<b>17,378</b>	<b>26%</b>			<b>76,463</b>	<b>9,384</b>
<b>Total</b>	<b>355,591</b>	<b>153,882</b>	<b>43%</b>			<b>677,081</b>	<b>83,096</b>

<sup>1</sup> Source: MAP-UNEP, 1989; % adjusted for Italy and France

<sup>2</sup> Assuming 4.4 kg N & 0.54 kg P excreted per capita/year

<sup>3</sup> There is more detailed information available for Italy;  
Density/km in the Northern Adriatic Sea 8-10 times national average!

<sup>4</sup> Read: former Yugoslavia

Although the inhabitant/shoreline density index has its shortcomings, a more differentiated mapping of this sort around the whole Mediterranean would nevertheless be quite valuable, particularly for regions where other information is lacking, it is scanty or difficult to obtain otherwise. As population statistics are among the easiest available in most countries, compilation of potential coastal pollution and sensitivity indices would be relatively easy to accomplish by countries.

Mapping of this sort could be made more meaningful if adjusted for levels of sewage treatment installed and pollution abatement measures taken generally. These, and progressive completion of water quality assessment of coastal waters could serve for a long-term evaluation of likely pollution trends. Of course, the primary goal must remain the complete inventory and assessment of all sources that contribute to coastal eutrophication, and its abatement.

b) Estimation of Nitrogen and Phosphorus discharged to the Mediterranean Sea

i) The Italian Pilot Studies. Chiaudani *et al.* (1978) in their extended investigation on eutrophication related subjects have compiled extended statistics on population, industries, fertilizers used in agriculture, and animal husbandry in Italy, and calculated source strength and emission of phosphorus for each category, region by region, and by hydrographic basins. The authors conclude that the total phosphorus emission from all sources would amount to 59,000 t/year (1974-76 data), of which 42% alone are generated by the four Northern Adriatic Sea bound Regions: Piemonte, Lombardia, Emilia-Romagna, Veneto.

Further, the estimated totals per category and percent distribution of phosphorus emission by category is reported as following:

		1000 t/year	%
a)	Domestic	Detergents	19.60
		Metabolic	16.24
			60.65
b)	Agriculture	10.52	17.80
c)	Livestock	Cattle	3.88
		Hogs	2.50
		Sheep and Goats	0.69
		Horses	0.32
		Poultry	0.49
		<b>Total livestock</b>	<b>7.88</b>
d)	Industries	3.58	6.06
e)	Uncultivated Lands	1.27	2.14
	<b>Total</b>	<b>59.09</b>	

In principle, this distribution is still valid except for household detergents, the use of which has been restricted by law to 2.5% since 1986, and to 1% as of March 1988. Marchetti (1987) has re-evaluated the earlier estimates on the basis of new data taking into account the reduction of polyphosphates in detergents and assuming a retention coefficient of 50% of phosphorus from the domestic environment. In addition, he has extended the estimates to include nitrogen assuming that 3% of the phosphorus fertilizers and 20% of the nitrogen fertilizers is exported to waterways. As regards phosphorus and nitrogen from animal husbandry, he assumes an export coefficient of 5% of the quantities produced by category. Accordingly, the new estimates read as following:

		1000 t/year	%
<i>Phosphorus</i>			
a)	Domestic	Detergents	6.21
		Metabolic	16.39
		<b>Total</b>	<b>22.60</b>
			46.36
b)	Agriculture	Cultivated lands	14.42
			29.58

c)	Livestock	Cattle	3.15	
		Hogs	1.71	
		Sheep and Goats	0.36	
		Horses	0.22	
		Poultry	1.45	
		<b>Total Livestock</b>	<b>6.88</b>	14.11
d)	Industries		3.60	7.39
e)	Uncultivated Lands		1.25	2.56
		<b>Total</b>	<b>48.75 t/year</b>	
			1000 t/year	%
	<i>Nitrogen:</i>			
a)	Domestic	Metabolic	127.13	19.31
b)	Agriculture	Cultivated lands	420.00	63.80
c)	Livestock	Cattle	23.29	
		Hogs	5.09	
		Sheep and Goats	2.21	
		Horses	1.55	
		Poultry	4.08	
		<b>Total Livestock</b>	<b>36.21</b>	5.50
d)	Industries		50.00	7.59
e)	Uncultivated Lands		25.00	3.80
		<b>Total</b>	<b>658.340 t/year</b>	

Accordingly, the total phosphorus load would amount to approximately 49,000, and that of nitrogen to about 660,000 t/year. The latter is about 20% higher than Provini's *et al.* estimate of 540,000 t/y (Provini *et al.*, 1979).

Comparison between these estimates shows the difficulty in estimating total loads. Although the main difference regarding phosphorus is due to the assumed reduction in polyphosphate and retention in treatment plants and septic tank disposal, the respective estimates are of the same order of magnitude, despite the variation in the single component data. The difference as regards nitrogen results mostly from different estimates of nitrogen loss from land, instead.

The study further shows that of the total Italian load about 50-55% of the generated phosphorus from all sources, domestic environment, agriculture and animal husbandry, respectively, flow into the North basin of the Adriatic Sea across less than 5% of Italy's total coastline. Because of proportionality between phosphorus and nitrogen in rivers, it can be assumed that similar proportions hold for the total nitrogen load, although the relative contribution from component sources are at variance.

Whatever the uncertainty of the absolute loading values may be, the Italian study, in as far as it carefully considers the distribution of loads according to source category and major hydrographic basins, can serve as a model to be followed by other Mediterranean countries. Data of this sort provide the basis on which to develop management strategies. Yet, besides the knowledge of such gross facts, knowledge of the basin internal pathways

and flux pattern of nitrogen and phosphorus is also of importance. This concept has been pioneered by Bernhardt and his Commission (Bernhardt, 1978) for phosphorus in Germany. A simplified version of Bernhardt's methodology has been elaborated by Vollenweider (1992) for, and adapted to the prevailing conditions of the Emilia-Romagna Region as an example. Data needed are: imports and exports through all external systems boundaries, definition of compartments within systems boundaries, size of, and fluxes between compartments. In addition to data used from Chiaudani and Premazzi (1988) others have been taken from the most varied statistics available. The pieces are brought together in Figure 7 showing the major features of the internal basin structure, and the prevailing flow and exchange patterns. The figure illustrates both, the complexity, and also how incomplete our knowledge about the various compartments and flows still remains. Regarding the input output balance, of the roughly 35,000 t of phosphorus that enter the Region in the form of fertilizers and polyphosphates, some 16,000 to 18,000 t leave the Region in the form of farm products (wheat, produce, fruit, meat and bones, dairy products etc.) and others, while only some 10 to 15 % end up in the sea.

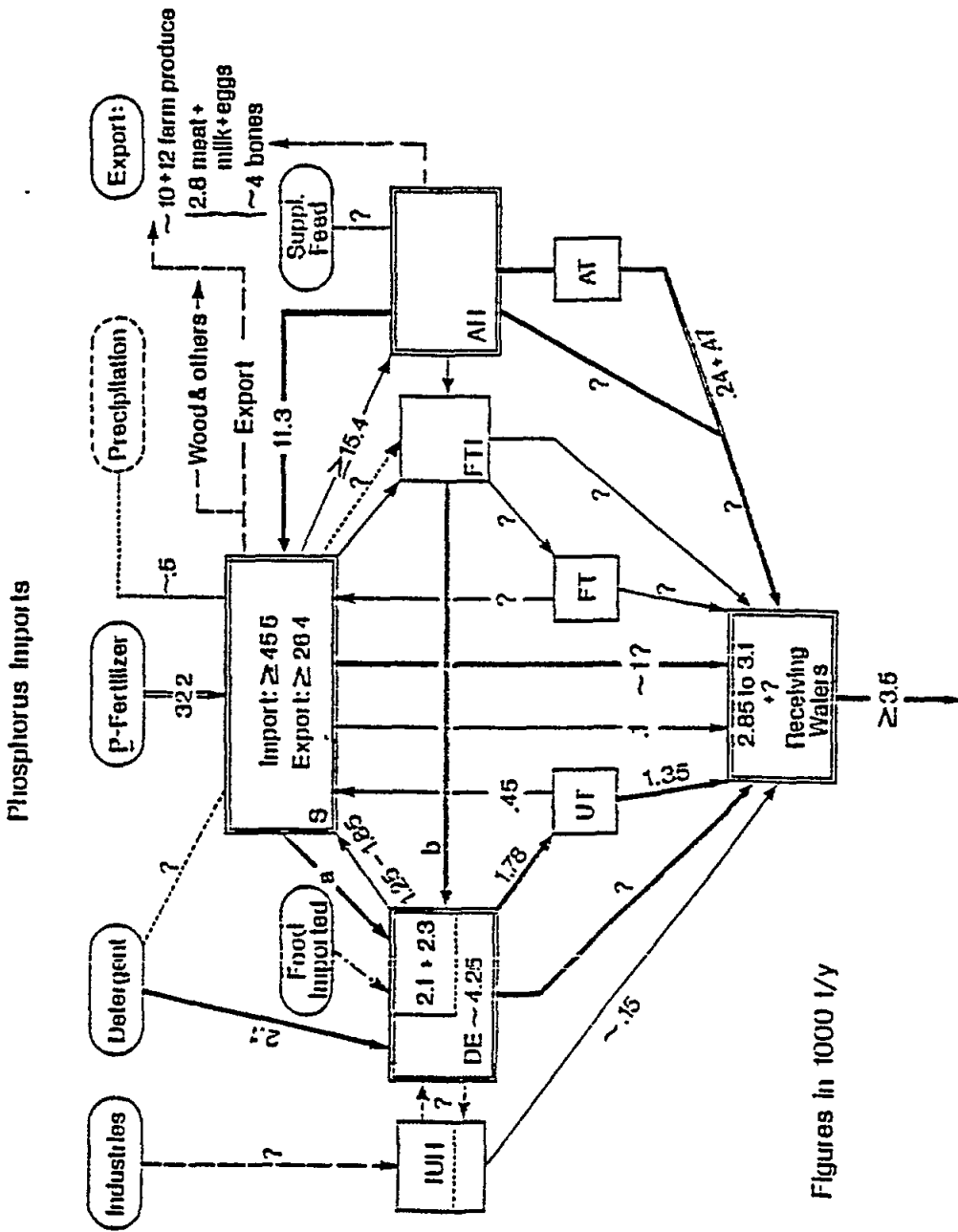
Implicitly, this balance sheet accounting contains a warning that managing fertilizers for the sake of phosphorus load reduction to the sea has its limitations, which not only depend on technological constraints but also on implicit constraints that derive from the potential impact, which fertilizer reduction may have on regional economic activities. In other words, fertilizer imports cannot be below those of equivalent product exports. Simple source data listings would hide this problem.

On the other hand, the conclusion regarding nitrogen, may be different, because it seems that nitrogen fertilizers are used in excess of the amounts required to maintain crops at the actual level of production. Unfortunately, no corresponding analysis has been made yet.

ii) Basin load to the Mediterranean. No comprehensive estimate of the total nutrient load to the Mediterranean Sea as a whole seems to have been made yet by any author. This is a lacuna difficult to fill because of the lack of exhaustive source and reliable input data for all countries bordering the Mediterranean Sea. As already discussed, Italy is an exception. Therefore, any estimate that is made from partial information must remain tentative.

Partial budget estimates have been made by Béthoux (1979; 1981; 1986), who discusses the exchange balance between the Mediterranean and the Atlantic, and estimates possible contribution of nitrogen fixation to the nitrogen budget. River inputs have been estimated in a UNEP study (UNEP, 1984). Estimates about atmospheric input have been made by Martin *et al.* (1989). Uncertainty remains, however, about the magnitude of retention in the basin of nitrogen and phosphorus by processes of sedimentation and accumulation in sediments. A wealth of information is available for the Adriatic Sea, and therefore it would be possible to draw up reasonable balance sheets for this basin. Partial nutrient budgets have been proposed by Vukadin (1992), but some of his figures are questionable. Bombace (1985; 1992) gives figures for total fish catch, which further could be elaborated in terms of nitrogen and phosphorus removed from the sea by fisheries. For the Mediterranean as a whole the extended FAO Fisheries Statistics are available.

The following attempts to estimate the total inputs of nitrogen and phosphorus from land-locked sources are based on the resident population of the Mediterranean basin, the



Figures in 1000 t/y

Fig. 7 Imports, Exports and Fluxes of phosphorus through the Emilia-Romagna Region around 1980; Surface 22,122 km<sup>2</sup>; Population 3.94 Millions; Figures in 1,000 t/year.

- Imports estimated: Fertilizers, Polyphosphates in detergents, Supplementary food and animal feed, Atmospheric precipitation.
- Exports estimated: Agricultural products (produce, fruit, grain, meat and dairy products), Discharges and losses to waterways.
- Compartments distinguished: Soils (S), Domestic Environment (DE), Animal Husbandry (AH), Food Transformation Industries (FTI), other Industries, Urban Environment and Highways (UH); Effluent Treatment Plants (UT=urban treatment plant; FT=food industry plant; AT=agricultural plant); Receiving Waters discharging to the Sea.

"active"<sup>5</sup> size of this basin, and known river inputs. Conceptually, the amounts of nutrients that flow into a body of water are a function of natural losses augmented by anthropogenic inputs that in some way are proportional to human activity, which latter in turn is proportional to population density. Accordingly, the total loads cannot exceed a fixed upper boundary; hence, the question arises how to estimate this boundary, as well as how to evaluate within some degree of confidence the probable range of the likely real load.

1) Upper Limits. The 1985 population of the 18 countries bordering directly the Mediterranean (i.e. excluding all Black Sea bound countries, and the Upper Nile African countries) totals 355.6 millions, and the total surface of these countries amounts to 8.5 million sqkm (cf. Table 7). Accordingly, the mean population density would be 39/sqkm.

However, even for approximate estimates of nutrient loads these values are unusable in this form. Actual drainage basin size and resident population would be a better starting point. UNEP (1989) provides figures for the resident Mediterranean population, country by country, but no figures for the respective actual basin surfaces. Correcting the MAP-UNEP data given for France and Italy, the population directly Mediterranean bound would sum up to 153.9 millions, or 43% of the population of the 18 countries. Further, according to UNEP (1984) of the 154 millions about 40 to 45% would reside in coastal areas (UNEP, 1976 data report 44 millions).

Using the % population figures to approximate the corresponding basin size, a first correction reduces the basin estimate to 3.9 million sqkm. Still, in considering the approximate land needed to provide the food and other resources to maintain a self sustaining population of 150 Millions, the figure of 3.9 Million sqkm seems too high for the "active" basin size to use as reference for estimating the nitrogen and phosphorus load from land that may reach the sea. Taking also the extent of unproductive areas, country by country, into account, the figure for the Mediterranean bound "active" basin would reduce to between 1 to 1.5 million sqkm and increase the mean density to about 125 inh./sqkm. These values are somewhat lower than the UNEP (1983) value of 1.8 million sqkm for the Mediterranean region, and slightly larger than the estimated catchment area of 0.85 million sqkm (excluding the River Nile basin) estimated for 69 rivers with a total discharge of some 8840 m<sup>3</sup>/sec draining into the Mediterranean.

Using the regression model valid for the Po (cf. Table 5a), the expected nitrogen load from land-based sources could be in the order of 1.5 million t/y, while the phosphorus load would amount to some 0.1 million t/y (Table 8). Yet, this latter figure appears to be on the low side. Using instead the model figures of Table 4, the estimated nitrogen export for a 1 million sqkm area might range from 1.2 to 3 million t/year, and that of phosphorus from 0.16 to 0.25 million t/y; taking 1.5 million sqkm area as reference, the maximum loads would be in the order of 4.5 and 0.38 million tonnes, respectively, which likely represent upper boundary values.

The difficulty lies now in the attempt to narrowing down these figures to values that are consistent with the known nutritional and dynamic conditions of the Mediterranean.

---

<sup>5</sup> The term "active" basin is used here as the size of the area that includes population settlements plus all more or less intensively managed land areas to sustain the needs of the population. Accordingly, barren areas, or areas utilized that do not essentially contribute to nitrogen and phosphorus exports are not considered.

Table 7

Mediterranean Basin Population by Countries<sup>1</sup>  
 Estimation of "Effective" Basin Size and Population Density

	Basin Population *1000	%	Country Surface sqkm	Adjusted Surface sqkm	Density inh/sqkm	Unprod %	"Effective Basin" sqkm
Albania	3,050	100%	28,748	28,748	106	21	22,711
France <sup>2</sup>	11,790	22%	543,965	119,672	99	16	100,525
Greece	8,862	90%	131,990	118,414	75	10	106,573
Italy <sup>2</sup>	57,300	100%	301,262	301,262	190	19	244,022
Malta	383	100%	316	316	1,212	59	130
Monaco	27	100%	2	2	13,500	0	2
Spain	13,860	36%	504,750	181,512	76	7	168,806
Yugoslavia	2,582	11%	255,804	28,527	91	8	26,245
<b>Sub-Total</b>	<b>97,854</b>	<b>41%</b>	<b>1,766,837</b>	<b>778,453</b>	<b>126</b>		<b>669,013</b>
Algeria	11,500	53%	2,381,741	1,261,167	9	82	227,010
Egypt	16,511	35%	1,001,449	352,489	47	97	10,575
Libya	2,284	63%	1,759,540	1,114,782	2	91	100,330
Morocco	3,390	15%	458,730	70,876	48	23	54,575
Tunisia	4,965	70%	163,610	114,719	43	46	61,948
<b>Sub-Total</b>	<b>38,650</b>	<b>38%</b>	<b>5,765,070</b>	<b>2,914,033</b>	<b>13</b>		<b>454,438</b>
Cyprus	669	100%	9,251	9,251	72	69	2,868
Israel	2,886	68%	20,255	13,748	210	34	9,074
Lebanon	2,668	100%	10,400	10,400	257	62	3,952
Syria	1,155	11%	185,000	20,340	57	21	16,069
Turkey	10,000	20%	779,452	158,139	63	37	99,628
<b>Sub-Total</b>	<b>17,378</b>	<b>26%</b>	<b>1,004,358</b>	<b>211,878</b>	<b>82</b>		<b>131,590</b>
<b>Total</b>	<b>153,882</b>	<b>43%</b>	<b>8,536,265</b>	<b>3,904,365</b>	<b>39</b>		<b>1,255,041</b>

<sup>1</sup> Source: MAP-UNEP, 1989

<sup>2</sup> France adjusted to 22% and Italy to 100%

2) Estimation of nitrogen and phosphorus loads from of source strength estimates.

Given the incomplete information about the various existing sources, estimation of this sort cannot be done without substantial simplification and generalization. In essence it involves making maximum use of those data that have most bearing on generation of nitrogen and phosphorus, i.e., population and agro-industrial activity. An index for the latter, which reflects the degree of modern agricultural development, is the amount of fertilizers used/ha agricultural land, whereby the precise specification of the kind of crop and crop land in question and the composition of fertilizers used must remain open.

Point Sources: domestic and related sources. Figures about the metabolic production of nitrogen and phosphorus by the resident population are among the most reliable for estimating total source strength. Estimates about other sources without extended measurement programmes, on the other hand, are affected by large uncertainty margins. Nitrogen and phosphorus produced by a population of 154 million amount to some 680,000



and 83,000 t/year, respectively (cf. Table 6). Adding another 10% to 20% for unaccounted domestic, industrial and other direct sewage sources, and to phosphorus another 50% to 100 % to account for polyphosphates in detergents, the respective totals increase to between 750,000 and 820,000 t for nitrogen, and to between 145,000 to 185,000 t for phosphorus. Of these one can expect that a some 50% to 60% are discharged into waterways and into the Mediterranean Sea. Accordingly, the maximum loadings from the sources mentioned would rang from between 390,000 to 470,000 t for nitrogen, and 80,000 to 100,000 t for phosphorus.

Table 8

Load Estimate applied to the Mediterranean Basin as a whole using the coefficients of Table 5a

Effective Basin:	1.25E+06	sqkm	(cf. Table 7)		
Resid. Population:	1.54E+08	inh			
Basin Coeff. (kg/sqkm.y):		Nitrogen 920	Phosphorus 40		
Popul. Coeff. (kg/inh.y):		2.2	0.35		
Load Estimates:	N kg/y	P kg/y	N/P	N % Contribution	P % Contribution
Basin	1.15E+09	5.00E+07	23.0	77%	48%
Population	3.39E+08	5.39E+07	6.3	23%	52%
Total	1.49E+09	1.04E+08	14.3		

Diffused Sources: Contrary to domestic and related sources, estimates about diffused sources are uncertain, and for the most tentative. Also, the distinction between point and diffused sources is not always easy.

Fertilizers: Fig. 8 and Table 9 report the most recent information on land distribution and fertilizer application in countries bordering the Mediterranean Sea, and these are confronted with data from selected countries North of the Alps. The data listed refer to total commercial fertilizer, and hence, are not directly comparable to the model data used; still, they reflect the correct proportions. Except for France, average fertilizer application in all the Northern Mediterranean countries is substantially below that of Transalpine countries, and that of countries bordering the Mediterranean South and East is generally very low except for Egypt and Israel. It is extremely difficult, however, to estimate with any degree of confidence the amounts that are exported from this source to the Mediterranean Sea. Rather than to give any figure, this question is left open, yet, the quota of fertilizer application is used in a subsequent model estimate.

Animal husbandry: Variations between countries of animal husbandry relative to population are also substantial (cf. Table 10), and regional differentiation becomes even more apparent if data are ordered according to high and low agronomic activity sectors (Table 11). Arab and non-Arab countries differ clearly with regard to pig rearing; cattle raising is generally high in Northern Mediterranean countries and in Turkey (except Greece), while sheep and goat raising is high except in Malta, Israel, Egypt and Italy.

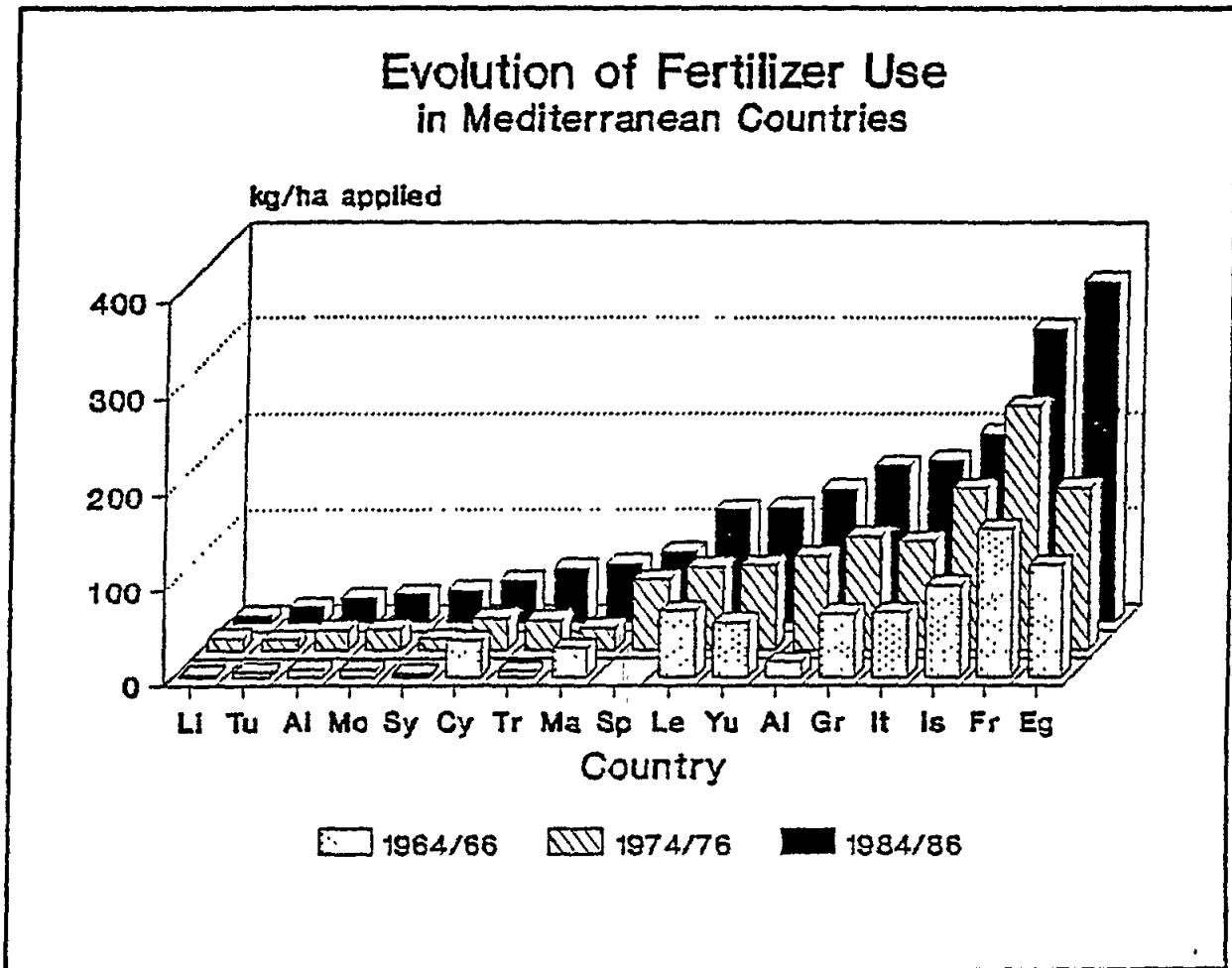


Fig. 8 Evolution of fertilizer use in Mediterranean Countries

Assuming that the Mediterranean basin resident animal population is proportional to the resident human population (which, of course is a coarse simplification) the magnitude of the source strength of the compartment 'animals' in term of phosphorus and nitrogen generated can be reasonably estimated from the population figures in Table 6, the number of animals per inhabitant, and appropriately selected generation coefficients per category. To make estimates comparable to the Italian estimates, the same coefficients, which are essentially those proposed by Vollenweider (1968), have been used. The respective estimates are summarized in Table 12a and 12b, respectively. Accordingly, the total nitrogen generated would be around 2.35 million t/year, and phosphorus around 0.4 million t/year. The export fraction for nitrogen is likely between 5 to 25%, and that of phosphorus between 1 to 5%. This would give a range for nitrogen between 0.12 and 0.6 million t, and for phosphorus between 0.004 and 0.02 million t/year. Interestingly to note that for both nitrogen and phosphorus generation, cattle raising makes out some 50% of these figures, although there are substantial variations from country to country.

Table 9

Land Use and Trend in Fertilizer Use on Croplands<sup>1</sup>

	Cropland Pastures	% Land Use Perm			Fertilizers applied kg/ha			Fert. Factor
		Meadows	Forests	Others	1964/66	74/76	84/86	
Mediterranean Countries:								
Albania	26	15	38	21	15	99	140	1.23
France	35	22	27	16	155	255	308	2.70
Greece	30	40	20	10	66	119	165	1.45
Italy	42	17	22	19	68	114	170	1.49
Malta	41	0	0	59	30	23	62	0.54
Monaco								
Spain	41	20	31	7		74	75	0.66
Yugoslavia	33	25	37	8	57	89	121	1.06
Weighted Avg							168	1.48
Algeria	3	23	2	82	7	21	27	0.24
Egypt	3	0	0	97	117	170	357	3.13
Libya	1	8	0	91	2	13	8	0.07
Morocco	19	47	12	23	7	22	31	0.27
Tunisia	31	20	4	46	5	11	17	0.15
Cyprus	17	1	13	69	38	33	45	0.40
Israel	21	40	5	34	96	169	198	1.74
Lebanon	29	1	8	62	69	87	119	1.04
Syria	31	45	3	21	3	12	35	0.31
Turkey	36	12	26	37	6	31	58	0.51
Weighted Avg							77	0.68
Black Sea Countries:								
Bulgaria	37	18	35	9	82	145	232	2.04
Iran	9	27	11	53	3	21	69	0.61
Romania	46	19	28	7	25	104	153	1.34
USSR	10	17	42	31	27	71	102	0.90
Weighted Avg							169	1.49
Selected European Countries:								
Belgium	25	22	21	33	466	535	536	4.71
Denmark	62	5	12	21	183	234	257	2.26
Germany	31	19	30	21	367	430	423	3.71
Netherlands	26	33	9	32	582	756	787	6.91
Poland	49	13	29	9	84	237	231	2.03
Sweden	7	1	64	27	121	171	154	1.35
Switzerland	10	40	26	23	324	374	432	3.79
Weighted Avg							379	3.33
Avg Europe	30	19	27	24	Avg F.factor ->			1.00

<sup>1</sup> Sources: UNEP Environmental Data Report 1989/90  
World Resource Institute Report 1988/89

Table 10

Livestock Population in Mediterranean Countries

Animals/1000 Inhabitants <sup>1</sup>						
	Cattle	Sheep & Goats	Chickens thousands	Pigs	Horses Mules Asses	Buffalos & Camels
Albania	199	630	1639	69	38	1
France	424	219	3424	203	6	0
Greece	77	1491	3037	111	38	0
Italy	158	184	1937	159	7	2
Malta	37	26	2611	235	5	0
Monaco						
Spain	131	526	1349	292	14	0
Yugoslavia	224	334	3110	372	21	2
<b>Sub-Average</b>	<b>178</b>	<b>487</b>	<b>2444</b>	<b>206</b>	<b>18</b>	<b>1</b>
Algeria	70	823	1013	0	33	6
Egypt	59	109	1087	1	40	58
Libya	55	1776	7490	0	28	50
Morocco	113	748	1504	0	63	3
Tunisia	89	943	2260	1	48	25
<b>Sub-Average</b>	<b>77</b>	<b>880</b>	<b>2671</b>	<b>0</b>	<b>43</b>	<b>28</b>
Cyprus	61	1286	5979	327	73	0
Israel	74	90	6115	28	3	2
Lebanon	18	219	3748	7	6	0
Syria	71	1250	1333	0	26	1
Turkey	339	1166	1217	0	42	13
<b>Sub-Average</b>	<b>113</b>	<b>802</b>	<b>3678</b>	<b>73</b>	<b>30</b>	<b>3</b>
<b>Gross-Avg.:</b>	<b>129</b>	<b>695</b>	<b>2874</b>	<b>106</b>	<b>29</b>	<b>10</b>

<sup>1</sup> Data elaborated from:  
 UNEP Environmental Data Report 1989/90  
 World Resource Institute Report 1988/89

Accordingly, the following minimum estimates would result:

	Nitrogen : t/year	Phosphorus : t/year
Domestic and related (60%) :	470,000	100,000
Animals :	120,000 to 600,000	4,000 to 20,000
Total	590,000 to 1,070,000	104,000 to 120,000

To these figures one would have to add a base export from land and unaccounted sources, which, however, would unlikely exceed an additional 25 to 35%. According to Vighi and Chiaudani (1987), the European average of diffused agricultural sources (fertilizers + background) amounts to 28% for phosphorus. Thus, the upper actual nitrogen export figures would fluctuate around some 1,450,000 t/year, and that of phosphorus around 175,000 t/year.

A generalized Model. Essentially the same order of magnitude is obtained from a modified model approach. In this, the assumption is made that the generated total load is a function proportional to the human population and its agro-industrial potential. To this end it is assumed that the load contribution from agricultural activities (livestock and crop farming, etc.) is correlated with population density and the level of agricultural development, and the index for this latter in turn would be the amount of fertilizers used per unit of cultivated land. This avoids giving too high weight to areas of prevalently extensive agricultural utilization (e.g., sheep and goats raising), emphasizing instead intensive animal husbandry and crop farming. Indeed, there is loose inverse proportionality between sheep and goats/inh. and fertilizer use/ha (cf. Table 11).

To this end the following model assumptions have been made:

- i) estimation of nitrogen and phosphorus generation from population is reasonably accurate;
- ii) of the total domestic and industrial load generated, a certain minimum fraction is retained and recycled in the basin;
- iii) the percent estimates of population generated loads vary within certain limits of the total basin load generated;
- iv) it is reasonable to assume the percent contribution of population lies within the range of 20 to 60% for nitrogen, and within 40 to 80% for phosphorus (cf. above).
- v) the loss of nitrogen and phosphorus from land use (including both crop production and livestock raising) is a function of the level of agricultural development, which is assumed to be proportional to the intensity of fertilizer used.

Under i) the population figures in Table 6 are used assuming 4.4 and 0.54 kg per capita/year metabolic production of nitrogen and phosphorus, respectively. Under ii) the further assumption is made that the total nitrogen generated by domestic, industrial and related sources is 1.2 times and that of phosphorus 2.3 times the metabolic value (which includes polyphosphates in detergents<sup>6</sup> and from other sources, and that of both, nitrogen and phosphorus, 50% is retained in the basin either in treatment plants, septic tanks, or otherwise. With this simplified assumption the population values can directly be used for further calculation. iii), iv) and i) are then combined for calculating a table using different assumptions for the basic percentage to attribute to exports from the basin according to the following simplified formula:

$$\text{Total export} = M * ex * \{1 + [\text{basic \%}/(100 - \text{basic \%})] * F.f.\},$$

where M = nitrogen or phosphorus generated by population;  
ex = export factor: 0.6 for nitrogen, 1.15 for phosphorus;  
basic % = assumption for all diffused load regardless of country;  
F.f. = fertilizer use factor by country as calculated in Table 9.

---

<sup>6</sup> For some countries that introduced legislation to limit the polyphosphate content in detergents, like Italy, the figure 2.3 may be somewhat in excess of the present conditions.

Table 11

High-Low Density Agronomic Activity Sectors by Countries

	high		low
1) Fertilizer Use: kg/ha		kg/ha	
Egypt	357	Spain	75
France	308	Malta	62
Israel	198	Turkey	58
Italy	170	Cyprus	45
Greece	165	Syria	35
Albania	140	Morocco	31
Yugoslavia	121	Algeria	27
Lebanon	119	Tunisia	17
		Libya	8
Avg+/-STD 114+/-98 kg/ha			
2) Cattle Raising:		cattle/1000 inhabitants	
France	424	Morocco	113
Turkey	339	Tunisia	89
Yugoslavia	224	Greece	77
Albania	199	Israel	74
Italy	158	Syria	71
Spain	131	Algeria	70
		Cyprus	61
		Egypt	59
		Libya	55
		Malta	37
		Lebanon	18
Avg+/-STD 129+/-107 inhabitants			
3) Sheep & Goats:		Sheep & goats/1000 inhabitants	
Libya	1776	Albania	630
Greece	1491	Spain	526
Cyprus	1286	Yugoslavia	334
Syria	1250	Lebanon	219
Turkey	1166	France	219
Tunisia	943	Italy	184
Algeria	823	Egypt	109
Morocco	748	Israel	90
		Malta	26
Avg+/-STD 695+/-531 sheep & goats/1000 inhabitants			

The corresponding estimates are tabulated in Table 13a and 13b. Accordingly, the upper limit for total nitrogen load would be about 2.7 million t/y, the lower limit about 0.8 million t/y. The corresponding values for phosphorus, instead, would be 0.3 and 0.13 million t/y, respectively. Of these, about 65% would come from European countries situated in the North-Northwest, 25% from African countries in the South, and 10% from the other countries in the East-Northeast.

Table 12a

Livestock Population in Mediterranean Countries<sup>1</sup>  
estimated for the Mediterranean bound basins

	Animals (thousands)						Sum:
	Cattle	Sheep & Goats	Chickens	Pigs	Horses	Buffalos & Camels	
Phosphorus generated in t/year							
Albania	4,492	1,536	850	798	1,009	17	8,702
France	37,011	2,062	6,862	9,073	648	0	55,655
Greece	5,026	10,569	4,575	3,723	2,896	8	26,976
Italy	66,918	8,434	18,870	34,702	3,515	896	133,335
Malta	104	8	170	342	17	0	641
Monaco	0	0	0	0	0	0	0
Spain	13,391	5,835	3,179	15,377	1,702	0	39,484
Yugoslavia	4,286	690	1,365	3,649	463	39	10,492
<b>Sub-total</b>	<b>131,227</b>	<b>29,134</b>	<b>35,871</b>	<b>67,663</b>	<b>10,250</b>	<b>960</b>	<b>275,105</b>
Algeria	5,948	7,571	1,980	10	3,312	590	19,412
Egypt	7,199	1,445	3,052	72	5,745	8,381	25,894
Libya	938	3,245	2,908	0	557	992	8,640
Morocco	2,833	2,029	867	5	1,863	77	7,673
Tunisia	3,279	3,745	1,907	11	2,092	1,092	12,127
<b>Sub-total</b>	<b>20,198</b>	<b>18,036</b>	<b>10,714</b>	<b>98</b>	<b>13,569</b>	<b>11,132</b>	<b>73,746</b>
Cyprus	303	688	680	832	426	0	2,930
Israel	1,577	208	3,000	310	65	59	5,219
Lebanon	355	467	1,700	76	139	0	2,738
Syria	605	1,155	262	0	258	9	2,288
Turkey	25,073	9,329	2,069	9	3,691	1,093	41,264
<b>Sub-total</b>	<b>27,913</b>	<b>11,847</b>	<b>7,711</b>	<b>1,227</b>	<b>4,580</b>	<b>1,160</b>	<b>54,437</b>
<b>Total</b>	<b>179,337</b>	<b>59,017</b>	<b>54,296</b>	<b>68,988</b>	<b>28,398</b>	<b>13,252</b>	<b>403,289</b>
<sup>1</sup> Data elaborated from:						SUM:	403,289
UNEP Environmental Data Report 1989/90							t/year
World Resource Institute Report 1988/89							
Coefficients used:							
kg/ind.ye	7.4	0.8	0.17	3.8	8.7	8.7	

How far are these estimates reasonable? Clearly, given the simplifications, the level of accuracy of these estimates is probably not too high for any country listed, but the range of the totals within which the real loads lay is acceptable. Taking Italy as a test country, which is not only best known, but also the major relative contributor to the Mediterranean load, her total nitrogen export should range between 0.3 to 1 million t/year, and her phosphorus export between 0.027 and 0.058 million tones. Marchetti (1987) estimated the generated total nitrogen load to 0.66 million tones (of which 27% originating from domestic sewage and industry), and the generated total phosphorus load to 0.048 million tones (of which 54% domestic and industrial). This corroborates the range of our estimates. Accordingly, one may conclude that the basic diffused load lay between 60 to 80% for nitrogen, and between 20 to 40% for phosphorus. Regarding other countries, comparison can be made only for

phosphorus with estimates made by Vighi and Chiaudani (1987) for a few European countries. Adjusting these values for the residence population Vighi's et al. estimates would give 3,600 t for Albania, 20,300 t for France, 13,500 t for Greece, 61,000 t for Italy, 22,500 t for Spain, and 4,100 t for Yugoslavia. In terms of diffused source contribution these figures would compare with the 40 to 50% assumption of the present estimates.

Extending these conclusions to the Mediterranean basin as a whole, then the most likely actual total nitrogen load from land-based sources would lie within the range of 1.5 to 2.5 million tones, and that of phosphorus between 0.15 to 0.25 million tones. These figures compare well with known N/P ratios from rivers (river N/P ranging from about 5 to 15, cf. Table 2 and Fig. 4).

Table 12b

Livestock Population in Mediterranean Countries<sup>1</sup>  
estimated for the Mediterranean bound basins

	Animals (thousands)						Sum:
	Cattle	Sheep & Goats	Chickens	Pigs	Horses	Buffalos & Camels	
Nitrogen generated in t/year							
Albania	33,264	9,408	2,400	2,373	7,192	124	54,761
France	274,081	12,628	19,375	26,979	4,617	0	337,680
Greece	37,217	64,736	12,919	11,070	20,636	56	146,634
Italy	495,556	51,661	53,280	103,192	25,048	6,386	735,123
Malta	767	49	480	1,017	124	0	2,437
Monaco	0	0	0	0	0	0	0
Spain	99,163	35,738	8,976	45,727	12,129	0	201,734
Yugoslavia	31,742	4,227	3,854	10,850	3,298	277	54,248
<b>Sub-total</b>	<b>971,790</b>	<b>178,447</b>	<b>101,284</b>	<b>201,208</b>	<b>73,044</b>	<b>6,842</b>	<b>1,532,615</b>
Algeria	44,048	46,374	5,592	30	23,605	4,202	123,851
Egypt	53,313	8,849	8,616	215	40,939	59,729	171,662
Libya	6,944	19,878	8,211	0	3,967	7,071	46,071
Morocco	20,981	12,427	2,447	14	13,277	546	49,693
Tunisia	24,284	22,940	5,385	32	14,911	7,782	75,334
<b>Sub-total</b>	<b>149,571</b>	<b>110,469</b>	<b>30,251</b>	<b>290</b>	<b>96,700</b>	<b>79,329</b>	<b>466,610</b>
Cyprus	2,247	4,214	1,920	2,475	3,038	0	13,894
Israel	11,679	1,274	8,471	920	463	421	23,228
Lebanon	2,630	2,862	4,800	226	992	0	11,510
Syria	4,477	7,072	739	0	1,841	61	14,189
Turkey	185,672	57,140	5,843	28	26,303	7,786	282,772
<b>Sub-total</b>	<b>206,705</b>	<b>72,561</b>	<b>21,773</b>	<b>3,649</b>	<b>32,636</b>	<b>8,268</b>	<b>345,592</b>
<b>Total</b>	<b>1,328,066</b>	<b>361,477</b>	<b>153,308</b>	<b>205,147</b>	<b>202,380</b>	<b>94,440</b>	<b>2,344,818</b>
<sup>1</sup> Data elaborated from: UNEP Environmental Data Report 1989/90 World Resource Institute Report 1988/89 Coefficients used:							2,344,818 t/year
kg/ind.ye	54.8	4.9	0.48	11.3	62	62	



Table 13a

Estimated Total Nitrogen Load to Mediterranean Sea under 3 assumptions of % diffused source load corrected for amount fertilizer used /ha by countries

	basic % assumption> Population generated		Total estimated N-Load			estimated actual % point source <sup>1</sup>		
	t/y	F.f.	80% t/y	60% t/y	40% t/y			
Albania	13,420	1.23	47,647	22,900	14,651	17%	35%	55%
France	51,876	2.70	367,855	157,399	87,247	8%	20%	36%
Greece	38,993	1.45	158,987	74,242	45,994	15%	32%	51%
Italy	252,120	1.49	1,054,547	490,000	301,818	14%	31%	50%
Malta	1,685	0.54	3,213	1,837	1,378	31%	55%	73%
Monaco	119	0.00	71	71	71	100%	100%	100%
Spain	60,984	0.66	132,982	72,737	52,656	28%	50%	69%
Yugoslavia	11,361	1.06	35,787	17,680	11,645	19%	39%	59%
<b>Sub-total</b>	<b>430,558</b>		<b>1,801,090</b>	<b>836,868</b>	<b>515,461</b>	14%	31%	50%
	64%		67%	66%	66%			
Algeria	50,600	0.24	59,152	41,157	35,159	51%	74%	86%
Egypt	72,648	3.13	590,174	248,559	134,687	7%	18%	32%
Libya	10,050	0.07	7,724	6,665	6,312	78%	90%	96%
Morocco	14,916	0.27	18,695	12,604	10,574	48%	71%	85%
Tunisia	21,846	0.15	20,934	16,043	14,412	63%	82%	91%
<b>Sub-total</b>	<b>170,060</b>		<b>696,680</b>	<b>325,027</b>	<b>201,143</b>	15%	31%	51%
	25%		26%	26%	26%			
Cyprus	2,944	0.40	4,558	2,813	2,231	39%	63%	79%
Israel	12,698	1.74	60,607	27,490	16,450	13%	28%	46%
Lebanon	11,739	1.04	36,484	18,084	11,950	19%	39%	59%
Syria	5,082	0.31	6,798	4,455	3,674	45%	68%	83%
Turkey	44,000	0.51	80,183	46,569	35,364	33%	57%	75%
<b>Sub-total</b>	<b>76,463</b>		<b>188,630</b>	<b>99,410</b>	<b>69,670</b>	24%	46%	66%
	11%		7%	8%	9%			
<b>Total t/</b>	<b>677,081</b>		<b>2,686,400</b>	<b>1,261,305</b>	<b>786,274</b>	<b>15%</b>	<b>32%</b>	<b>52%</b>
Total Load Estimate: = 0.6*Pop-N* {1 + [basic %/(100 - basic %)]* F.factor}								

<sup>1</sup> Correspondingly: Actual % diffused load = 100 - % point source load

c) Estimates from river discharges

Good experimental river discharge estimates are difficult to achieve even under favourable conditions. Meteo-climatic conditions play a major role: in dry years river loads may be substantially below average, while in wet years major fractions of the total load may be washed out during a few peak hydraulic discharge periods. Thus, in their study of the River Po, Provini *et al.* (1992) found the phosphorus load in dry years to be as low as 7,000

to 10,000 t/y, while for the same river the authors estimated values as high as 18,000 to 20,000 t/y in wet years. Therefore, load estimates calculated from one or two year data only, compounded by unreliable measurements of the hydraulic load and infrequent sampling, may be entirely misleading.

Table 13b

Estimated Total Phosphorus Load to Mediterranean Sea under 3 assumptions of % diffused source load of total correction for amount fertilizer used /ha by countries

	basic % assumption> Population generated		Total estimated P-Load			estimated actual % point source <sup>1</sup>		
	t/y	F.f.	60% t/y	40% t/y	20% t/y			
Albania	1,647	1.23	5,387	3,446	2,476	35%	55%	76%
France	6,367	2.70	37,025	20,523	12,272	20%	36%	60%
Greece	4,785	1.45	17,464	10,819	7,497	32%	51%	73%
Italy	30,942	1.49	115,261	70,996	48,863	31%	50%	73%
Malta	207	0.54	432	324	270	55%	73%	88%
Monaco	15	0.00	17	17	17	100%	100%	100%
Spain	7,484	0.66	17,110	12,386	10,024	50%	69%	86%
Yugoslavia	1,394	1.06	4,159	2,739	2,029	39%	59%	79%
<b>Sub-total</b>	<b>52,841</b>		<b>196,854</b>	<b>121,250</b>	<b>83,448</b>	31%	50%	73%
	64%		66%	66%	65%			
Algeria	6,210	0.24	9,681	8,270	7,565	74%	86%	94%
Egypt	8,916	3.13	58,468	31,682	18,289	18%	32%	56%
Libya	1,233	0.07	1,568	1,485	1,443	90%	96%	98%
Morocco	1,831	0.27	2,965	2,487	2,248	71%	85%	94%
Tunisia	2,681	0.15	3,774	3,390	3,198	82%	91%	96%
<b>Sub-total</b>	<b>20,871</b>		<b>76,455</b>	<b>47,314</b>	<b>32,744</b>	31%	51%	73%
	25%		26%	26%	25%			
Cyprus	361	0.40	662	525	456	63%	79%	91%
Israel	1,558	1.74	6,466	3,870	2,571	28%	46%	70%
Lebanon	1,441	1.04	4,254	2,811	2,090	39%	59%	79%
Syria	624	0.31	1,048	864	772	68%	83%	93%
Turkey	5,400	0.51	10,954	8,319	7,001	57%	75%	89%
<b>Sub-total</b>	<b>9,384</b>		<b>23,384</b>	<b>16,388</b>	<b>12,890</b>	46%	66%	84%
	11%		8%	9%	10%			
<b>Total t/</b>	<b>83,096</b>		<b>296,693</b>	<b>184,953</b>	<b>129,083</b>	<b>32%</b>	<b>52%</b>	<b>74%</b>
					<b>Avg:</b>	<b>50%</b>	<b>66%</b>	<b>82%</b>
Total Load Estimate: = 1.15*Pop-P* {1 + [basic %/(100 - basic %)]* F.factor}								

<sup>1</sup> Correspondingly: Actual % diffused load = 100 - % point source load

Unfortunately, the Mediterranean river load estimates are insufficient to make valid comparisons. Accordingly, stretching the existing information beyond its range of validity is unavoidable. UNEP (1984) lists water discharge rates and catchment basin size for 69 rivers

representing about 50 to 60% of the Mediterranean bound basin. To use these figures for nutrient load estimates it is assumed that the export coefficients for nitrogen and phosphorus calculated for the 4 Italian rivers plus the Rhône are true for the whole Mediterranean. The respective river nitrogen and phosphorus load estimates are listed according to the 10 Mediterranean basins defined by UNEP (cf. Table 14).

While the individual figures appear to be reasonably correct for rivers of the Northern arc, they are very uncertain for rivers of other regions. Difficult to assess are figures from countries that drain only partially into the Mediterranean and/or having large badly drained unproductive areas (e.g., wadies). Therefore, the single estimates may not be too precise, but the respective totals, excluding the Nile, would amount to about 1 million t/y for nitrogen, and to 0.14 million t/y for phosphorus.

Further the effect of large irrigation systems, as installed in several Mediterranean countries, on nutrient export is difficult to assess without actual measurements. Thus, it is impossible to say what the effects on nutrient discharges to the Mediterranean of the Asswan High Dam construction, the closure of one Nile arm, and the changes in agricultural practice of Egypt have been. The highly developed millennium old irrigation system that drains mostly into the Northern delta lakes acts largely as sinks for phosphorus and nitrogen. On the other hand, the Egyptian use of fertilizers has dramatically stepped up over recent decades (cf. Table 9). Elster and Vollenweider (1961) and Vollenweider and Samaan (1972), studying L. Mariout, L. Edku and the Nousha Hydrodrome found this latter to be still oligo-mesotrophic by 1957-59, while Mariout receiving untreated city waters from part of Alexandria was already hypertrophic. On the other hand, the trophic conditions of Nousha Hydrodrome, which receives land drainage waters, have meanwhile strongly deteriorated. Thus it is possible that though the average water discharge of the Nile has decreased substantially, concentrations have increased, but probably not to the point of balancing the former nutrient load.

Regarding total loads, a source of uncertainty are direct discharges into marine waters from coastal cities and municipalities that are not draining into major rivers. On the other hand, the estimated totals of nutrients from river discharges are reasonably in agreement with the above model estimates, which, taken at face value, would largely confirm the figures obtained with different methodologies.

The UNEP (1984) estimates for 1976. Based on very scanty data, a UNEP expert group that met twice in 1976, estimated a nitrogen load from resident population and rivers discharging to the Mediterranean of 800,000 to 1,200,000 t/y, and correspondingly a phosphorus load of 260,000 to 460,000 t/y. While the fractional load estimates of the coastal population (44 millions) + industry and agriculture ( ca. 200,000 t/ of nitrogen; 57,000 t/y of phosphorus) are reasonably comparable to the way of our estimates, the indirect load estimates that would result from the river drained hinterland are likely to be on the low side for nitrogen (600,000 to 1,000,000 t), but clearly in excess for phosphorus (200,000 to 400,000 t) compared to our estimates. The respective average river N/P load would be around 2.5 to 3, which in no way is supported by direct estimates and measurements. Accordingly, also the exchange load estimates between the Mediterranean and the Atlantic through the Strait of Gibraltar made by Béthoux (cf. below), are questionable.

d) Aeolian depositions

Beside nutrient supply to marine waters by rivers and direct discharges, aeolian deposition of nitrogen, phosphorus and other inorganic and organic trace species transported by air currents from land locked sources has increased over recent decades over the

Table 14

Regions and Rivers of the Mediterranean

Region Name	State	Rivers	Discharge m <sup>3</sup> /sec	Surface 10 <sup>3</sup> sqkm	Load Estimates*	
					Nitrogen 10 <sup>3</sup> t/y	Phosphorus 10 <sup>3</sup> t/y
1 Alboran	Spain	1				
	Morocco	5				
	Total	6	120.2	56.42	121.71	16.55
2 Northwest	Spain	9				
	France	8				
	Italy	1				
	Total	18	2725.7	229.25	297.60	40.47
3 Southwest	Spain	1				
	Algeria	5				
	Italy	1				
	Total	7	107	79.4	99.25	13.50
4 Tyrrhenian	Italy	3				
	Tunisia	1				
	Total	4	388	46.9	58.63	7.97
5 Adriatic	Italy	11				
	Yugoslavia	4				
	Albania	3				
	Total	18	3365.2	145.75	182.19	24.78
6 Ionian	Greece	1				
	Italy	1				
	Total	2	180	1.4	29.51	4.01
7 Central		0				
8 Aegean	Greece	6				
	Turkey	1				
	Total	7	1020	80.65	169.47	23.05
9 Northeast	Turkey	3				
	Cyprus	1				
	Total	4	431.02	41.33	51.66	7.03
10 Southeast	Israel	2				
	Egypt	1				
	Total	3	501.02	2961.2	1.50	0.20
<b>Totals</b>			<b>8838.14</b>	<b>3642.3</b>	<b>1011.52</b>	<b>137.57</b>

Discharge and Basin Data from UNEP, 1984

Note: a few lacking surface areas have been interpolated

\* Export Coeff. used: Nitrogen 1.25 t/sqkm.y; Phosphorus 0.17t/sqkm.y

Load Estimates of Region 10 do not include River Nile Loads

otherwise natural yet low supply of many inorganic and organic compounds. Aeolian deposition occurs essentially either as dry deposition of particulates resulting largely from erosion and wind transport (e.g., fertilizers whirled up), or as wet washouts by precipitation. According to GESAMP (1989) wet aeolian nitrogen deposition makes out about 60 to 70 % of total oceanic deposition globally. Also, of the total about 60% is in the form of oxidized nitrogen species.

Flux rates vary considerably from region to region, but are highest in the Northern Hemisphere. Mean North Atlantic fluxes rates have been estimated to  $0.24 \text{ g/m}^2 \cdot \text{year}$ , but over the North Sea and the Baltic, flux rates of  $0.6$  to  $1 \text{ g/m}^2 \cdot \text{year}$  are more typical, likely due to the high amounts of fertilizers applied in surrounding countries (cf. also Vollenweider, 1968). On the other hand, the value of  $4.1 \text{ g/m}^2 \cdot \text{year}$  given for the Western Mediterranean (Martin *et al.*, 1989), appears not to be acceptably high for the Mediterranean as a whole. Aeolian nitrogen supply in the Northwestern Mediterranean would then equal that of rivers and direct discharges ( $350$  versus  $400$  thousand t/year; *l.c.*). Taking instead a more conservative value of  $0.1$  -  $0.2 \text{ g/m}^2$  for the whole Mediterranean, which is more in line with (though still higher) Béthoux's estimate of  $0.075 \text{ g/m}^2 \cdot \text{y}$  measured near Nice (Béthoux, 1986); then the aeolian nitrogen input could be in the order of  $250,000$  to  $500,000$  t/year. As with river inputs, most of it would likely be deposited along the Northern arc. Disregarding these uncertainties, aeolian nitrogen deposition to the Mediterranean Sea is probably making a substantial contribution to the total nitrogen load.

Atmospheric deposition of nitrogen on the Mediterranean Sea from anthropogenic land-based sources in 1991 (Table 15) amounted to  $648 \times 10^3$  t/year for oxidized nitrogen ( $\text{NO}_x$ ),  $419 \times 10^3$  t/year for reduced nitrogen ( $\text{NH}_y$ ) and  $1,067 \times 10^3$  t/year for total nitrogen ( $\text{N}_{\text{tot}}$ ) as calculated by the Meteorological Synthesizing Centre-East (MSC-E) of the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) being implemented under the UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Erdman *et al.*, 1994). The deposition densities (flux rates) of total nitrogen were the highest in the Adriatic Sea, Tyrrhenian Sea, Aegean Sea and north-western Mediterranean ( $1.09$ ;  $0.71$ ;  $0.61$  and  $0.60 \text{ g/m}^2 \cdot \text{year}$  respectively) and the lowest in the Alboran and south-east regions ( $0.20$  and  $0.26 \text{ g/m}^2 \cdot \text{year}$  respectively). The average deposition density of total nitrogen over the Mediterranean Sea was  $0.46 \text{ g/m}^2 \cdot \text{year}$ . The calculations were made on the basis of real meteorological conditions in 1991 and atmospheric emission data either provided by the governments or estimated by MSC-E (Table 16). It should be noted that 31% of total nitrogen (39% of  $\text{NO}_x$  and 18% of  $\text{NH}_y$ ) came from non-Mediterranean countries. Among the Mediterranean countries the biggest contributors of airborne nitrogen deposited to the sea are Italy (29%), Greece (11%), France (11%), Spain (10%) and Turkey (5%).

Estimates about aeolian phosphorus fluxes are more scanty globally. Inland fluxes of some  $10$  to  $50 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{year}$  have been found, and it may be reasonable to estimate the aeolian load to the Mediterranean to range between  $25,000$  to  $50,000$  t/y. Nevertheless, it is not warranted at this time to consider such figures as final.

e) Black Sea and Atlantic Sea exchange load.

The mean Black Sea net water exchange is in the order of  $6,000 \text{ m}^3/\text{sec}$  ( $12,600$ - $6,100 \text{ m}^3/\text{sec}$ ), and that of the Atlantic through the Strait of Gibraltar amounts to some  $70,000 \text{ m}^3/\text{sec}$  ( $1,750,000$ - $1,680,000 \text{ m}^3/\text{sec}$ ), both toward the Mediterranean (Svedrup, 1943). Recent estimates of the Atlantic exchange made by Béthoux (1979) are slightly lower but not essentially different ( $1680,000$  and  $1600,000$ , or  $53$  and  $50.5 \cdot 10^{12} \text{ m}^3 \cdot \text{year}$ , respectively).

Table 15

Atmospheric deposition of nitrogen on the Mediterranean Sea and its sub-regions (from Erdman et al., 1994)

Region	Deposition estimates, 10 <sup>3</sup> t/y		
	NO <sub>x</sub>	NH <sub>y</sub>	N <sub>tot</sub>
1 Alboran	6.2	9.8	16.0
2 Northwest	109.6	65.2	174.8
3 Southwest	63.5	49.3	112.8
4 Tyrrhenian	99.7	55.5	155.2
5 Adriatic	70.1	52.3	122.4
6 Ionian	69.7	33.8	103.5
7 Central	79.6	40.5	120.1
8 Aegean	75.4	46.8	122.2
9 Northeast	18.8	25.7	44.5
10 Southeast	55.4	40.4	95.8
Total	648.0	419.3	1067.3

Table 16

Atmospheric emission of nitrogen in 1991 from the Mediterranean countries\* (from Erdman et al., 1994)

Emitters	Emissions, 10 <sup>3</sup> t/y		
	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	(N <sub>tot</sub> )
Albania	(12)	(25)	37
France	551	(636)	1,187
Greece	227	(64)	291
Italy	536	(338)	874
Spain	255	(282)	537
Turkey	(61)	(395)	456
Yugoslavia (former)	128	(174)	302
Morocco*	(2)	(3)	5
Algeria*	(15)	(82)	97
Tunisia*	(6)	(38)	44
Libya*	(7)	(34)	41
Malta	(1)	(1)	2
Cyprus	(2)	(2)	4
Syria	(9)	(58)	67
Lebanon	(3)	(9)	12
Israel*	(24)	(16)	40
Egypt*	(15)	(33)	48
Total	1,854	2,190	4,044

\* - within the calculation area (see Erdman et al., 1994)

() - estimates

Transfer through, and exchange of pollutants between the Black Sea via the Marmara and the Aegean Sea have been studied by Aubert *et al.* (1990). The authors note that dissolved nitrogen and phosphorus increase from the Bosphorus to the Dardanelles, but give no figures. The N and P production from Istanbul alone amounts to at least some 14,000 and 2,500 t/year, respectively. Of these one can assume that at least 50% is retained in the Marmara Sea. Accordingly, the load increment from this source to the Mediterranean as a whole remains modest (about 1-2%), but the relative load to the Northern Aegean Sea will be much higher.

The Atlantic exchange, instead, is a major factor determining the nutrient balance of the Mediterranean. Béthoux (1979; 1986), evaluating available information, derives values for the nitrogen and phosphorus exchange through the Strait (Table 17). Regarding deep water outflow totals he assumes that the bulk of nitrogen and phosphorus is inorganic using average concentrations of 6 mmol/m<sup>3</sup> for N(NO<sub>3</sub>) and 0.28 mmol/m<sup>3</sup> for inorganic phosphorus multiplied by the respective water load. Regarding inflow estimates for total nitrogen from the Atlantic to the Mediterranean the author considers three assumptions for DON in excess of measured inorganic nitrogen, and theorises from the respectively estimated balance deficits about the possible magnitude of nitrogen fixation by cyanobacteria (*Trichodesmium*), macrophytes (*Posidonium*), and their epiphytes growing in the Mediterranean. Inorganic phosphorus load, on the other hand, was simply derived as balance deficit using the UNEP river load data. The respective estimations are summarised in Table 18.

Table 17

Nitrogen Budget for the Mediterranean  
calculated from J.P. Béthoux (1979 & 1986)

Assumption -->	1	2	3	Phosphorus t/year
	t/year			
Atlantic Inflow:				
- inorganic	742,000	742,000	742,000	
- organic	0	742,000	1,484,000	
<b>Total</b>	<b>742,000</b>	<b>1,484,000</b>	<b>2,226,000</b>	77,500*
Medit. Outflow:	4,242,000	4,242,000	4,242,000	
N-deficit to satisfy	3,500,000	2,758,000	2,016,000	
Terrestr. Discharges:				
- inorganic (UNEP)	1,036,000	1,036,000	1,036,000	
- organic estimated	546,000	546,000	546,000	
<b>Total</b>	<b>1,582,000</b>	<b>1,582,000</b>	<b>1,582,000</b>	359,600
Rainfall:	182,000	182,000	182,000	
Estimated N <sub>2</sub> -fixation:	1,736,000	994,000	252,000	*

\* Balance values

Béthoux's considerations are interesting but raise some serious questions. Regarding nitrogen, figures appear to be in tune with our estimates about river load and aeolian depositions, while the phosphorus budget is hardly sustainable by our figures. Our load

estimates are about half of the UNEP figures. Besides, Béthoux budget estimates remain partial in any case neglecting retention by sedimentation of both, nitrogen and phosphorus, and nitrogen losses by denitrification. However, it might be that nitrogen retention and denitrification may approximately be balanced by the aeolian contribution. If our figures are correct as to the order of magnitude, aeolian nitrogen load could make out some 15 to 25% of the total.

Table 18

Areal Nitrogen and Phosphorus Load in g/m<sup>2</sup>.year;  
Selected Examples\*

	Nitrogen	Phosphorus **
Baltic proper (210,000 km <sup>2</sup> ):	4.3	0.3 (0.1-0.2)
North Sea (500,000 km <sup>2</sup> ):		
Atlantic exchagne load + atmospheric contribution	4.2	0.9
River + direct discharges	1.9	0.2
Inner Oslo Fjord (200 km <sup>2</sup> ):	17.0	3.0
Laholm Bay (300 km <sup>2</sup> ):	24.0	1.4
Japan:		
Tokyo Bay (1,400 km <sup>2</sup> )	89.2	10.7 (0.5-1.0)
Ise Bay (170 km <sup>2</sup> )	43.4	5.8 (0.5-1.0)
Seto Sea (22,000 km <sup>2</sup> )	8.2	0.8 (0.15-0.3)
Adriatic Sea: Emilia-Romagna Coast (2,000 km <sup>2</sup> ) (ortho-phosphate P)	70.0	7.8 (0.4-0.8) 3.6
Mediterranean Sea (2,505,000 km <sup>2</sup> ) land-based + aolian input	1.5\$0.5	0.15\$0.05 (#0.1)

\* Data elaborated from GESAMP, 1988

\*\* Values in parentheses indicate loading tolerance range that would apply to lakes of corresponding morphometry and hydrology

A similar equalisation cannot be postulated for phosphorus as long as the aeolian contribution remains unknown. Also, it does not seem that as a whole the discrepancies could be explained by concentration increases due to increased nutrient discharges from land-based sources, as Mediterranean deep water concentrations remained practically constant over the last two decades (cf. data reported by Coste, 1969; McGill, 1969; Krom *et al.*, 1991). It is more likely that a) the UNEP phosphorus load estimates have been overestimated, a conclusion that derives from an unacceptably low N/P average ratio (6.4 by atoms = 2.9 by weight), which is in contrast to our data; b) the return flow balance of 77,500 t/y is an underestimate. Taking our upper load estimate from land-based sources of 250,000 t/y, then



the required deficit to account for would amount to 187,000 t/y. Assuming an aeolian load of 25,000 to 50,000 t/y (10% of the estimated aeolian nitrogen load), plus some 75,000 t/y of inorganic phosphorus (Béthoux), plus 75,000 t/y in organic particulate and dissolved form (modifying assumption 2 of Béthoux's table, using P/N (at)=1/16); then the sum would cover the estimated deficit. Accordingly, the total phosphorus return flow through the strait would amount to some 150,000 t/y.

Algal blooms along the Almaria-Oran front are common. Therefore, it is not only conceivable but likely that part of the required nutrient return flow to the Alboran Sea originates from the Guadalquivir basin, and that nutrient rich coastal waters from that region is mixed with nutrient poor atlantic water, or sucked along the coast. However, to verify this assumption, more detailed studies around the strait areas are required. If proven, then programmes of sanitation of the Mediterranean should also extend to areas outside areas directly discharging to the Mediterranean. Of course, this reasoning would also apply to the Black Sea-Marmara exchange.

#### 4.6 Concluding remarks

In summary, and regardless of the many uncertainties that make integral estimates difficult, the load estimates to the Mediterranean made under b) are plausibly in the right order of magnitude. If so, this would re-dimension some of the cursory figures reported elsewhere. Vukadin (1992) estimates the river input of nitrogen and phosphorus into the Adriatic Sea alone to 250,000 t and 82,000 t (N/P = 3). The same figures are cited by Attenborough (1987) in a popular book, and gives also input values of nitrogen and phosphorus into the Northern arc of the Western basin between Genoa and Valencia as 340,000 t N and 115,000 t P (N/P = 3). While the nitrogen input may be in the right order of magnitude, the phosphorus loads appear to be grossly overestimated, even if one doubles the input estimates under (b) for which there is no justification to do so.<sup>7</sup>

Another perspective resulting from these estimates concerns the question whether the Mediterranean as a whole is endangered by eutrophication. The answer follows from estimating the average areal load due to anthropogenic nutrient inputs. Accepting the figures under b), though neglecting the Atlantic and Black Sea interchanges, the mean areal nitrogen load to the Mediterranean as a whole would be 1.5 \$ 0.5 g/m<sup>2</sup>.year, and that of phosphorus 0.15 \$ 0.05 g/m<sup>2</sup>.year.

Comparing these figures to those known from other marine areas (cf. Table 18) show that the Mediterranean figures are still very low. Accordingly, it is safe to conclude that the main body of the Mediterranean as a whole is not yet seriously threatened by eutrophication over the next decades. The problem instead is local and regional, limited largely to specific coastal and adjacent offshore areas, where it still can be quite serious, as will be substantiated by the review of the specific eutrophication incidences around the Mediterranean in the following Chapter 5 of this report.

However, these local and regional problems must in no case be underestimated as to their potential socio-economic and sanitary impact on tourism, aquaculture, fisheries, and other water uses (cf. Chpt. 6 and 7). Without the necessary cure and precaution taken, and

---

<sup>7</sup> We suspect that such phosphorus values have been calculated as ortho-phosphate, and not as P. This is a common error. Appropriate correction would bring down the loads to acceptable figures.

in view of the projected population increase (cf. Chpt. 5) and its related activities, these problems will become aggravated over the next 25 years.

However, it follows also that though coastal eutrophication in the Mediterranean is a widespread problem, it can be brought under control if the political will exists to take the necessary measures.

## 5. EXTENT OF EUTROPHICATION AND ALGAL BLOOMS IN THE MEDITERRANEAN

### 5.1 General description of the Mediterranean

The Mediterranean is an intercontinental sea. On the north, it laps the coasts of southern Europe, on the south North Africa and on the east Asia Minor. The Italian peninsula and Sicily divide the Mediterranean into two basins, the west and the east, communicating through the channel of Sicily. The length of the main east-west axis is 3,860 km.; although the average width is not over 700 km, maximum width is approx. 1,800 km. The average depth of the Mediterranean has been estimated to be 1,502 meters. The greatest depth is found at the Matapan trench, located in the eastern basin, at 4,632 meters. In the western basin, maximum depth is southwest of the Island of Ponza (Tyrrhenian Sea), at 3,731 meters, cf. Table 19. Excluding the Black Sea, the area of the Mediterranean is 2,556,000 square kilometers. Compared to other oceans, the Atlantic for example, which has a surface of 85,620,000 square kilometers, the extension of the Mediterranean Sea basin ranges among those of modest dimensions.

Given the latitude at which the Mediterranean is located, the temperature of the surface waters varies significantly with seasons. Temperature variations and range ranges are more marked on the northern side of the basin, less on the southern and eastern parts. The difference in temperature in the northwest Adriatic is significant; a variation of 24EC can be measured between winter lows (+4EC) and summer highs (+28EC).

Due to strong evaporation and to limited fluvial input, the average salinity is generally much higher than in the other oceans. Around Gibraltar, the salinity is near 36 per thousand; as one moves eastward, the average salinity increases, reaching a level of 39.5 in the eastern basin. The high level of evaporation not compensated by fluvial or meteorological inputs leads to a positive exchange balance with mostly surface inflow of waters from the Atlantic. As far as a total estimate of inflow (Atlantic and Black Sea inputs, fluvial input, precipitation), and outflow (evaporation, Mediterranean outputs to the Atlantic and Black Sea) is concerned, see Table 19. Accordingly, the hydrological balance is principally maintained by the inflow of masses of oceanic water entering from the Strait of Gibraltar.

Due to this inflow and the earth's rotation, an anti-clockwise current is generated which, on the south side of the basin, moves from west to east, and in the opposite direction on the north side. Due to the basin conformation, there are secondary eddies in the Tyrrhenian, the Aegean and the Adriatic, moving in an anti-clockwise direction as well. However, in the Alboran Sea modified atlantic waters move mostly clockwise, and waters are split to form the Almeria-ran jet (cf. below). In the Adriatic the abstraction of Mediterranean waters is activated mainly by density currents generated by fluvial inputs (Po, etc.) into the northwestern part of the basin.

Table 19

Hydrographic data of the Mediterranean sea

<b>A) Morphometry</b>	Surface sqkm	Depth Max m	Mean m	Volume ckm
Mediterranean:	2,505,000	5,020	1,450	3,632,000
Basins:				
Alboran basin		1,470	<700	
Western basin		3,068		
Golf of Lyon			<97	
Ligurian Sea		2,560		
Tyrrhenian Sea	275,000	3,550		
Adriatic Sea	132,000	1,260		
North Adriatic (Golf of Venice)			<50	
Middle Adriatic			<200	
Ioanina Sea	50,000	5,020		
Aegean Sea	196,000	2,530	<800	
Eastern Basin		3,432		
<b>B) Water Budget (cf. Svedrup 1943)</b>		1000 m <sup>3</sup> /sec	cm/y	Res.Time
Gains:				
Inflow from the Atlantic Ocean		1750.0		
Inflow from the Black Sea		12.6		
Precipitation		31.6	38	
Runoff		7.3		
Total		1801.5		
Losses:				
Outflow to the Atlantic Ocean		1680.0		
Outflow to the Black Sea		6.1		
Evaporation		115.4	145	
Total		1801.5		ca 75 years

Eutrophication

Satellite images of the Mediterranean able to show the variations in chlorophyll in surface waters, reveal that the highest levels of autotrophic biomass correspond to the areas close to river deltas or those off large urban agglomerations. Conversely, the open sea waters of the Mediterranean are generally close to oligotrophy or even ultraoligotrophy (Béthoux, 1981; Cruzado *et al.*, 1988; Krom *et al.*, 1988; Innamorati *et al.*, 1992) except for cases generally caused by the upwelling of deep waters rich in nutrients.

The manifestations of eutrophication due to the fertilizing substances produced by man are not the same in all cases and there is no linear relationship between cause and effect (Stirn, 1988). Above all, the degree of dilution by the receptor body of water, the hydrodynamics of the coastal systems, and seasonality are important parameters which may favour or prevent the formation of algal blooms and their secondary manifestations (hypoxia/anoxia of the waters near the seabed, bottom fauna kills and general deterioration of organoleptic qualities).

Figure 9 summarizes the most important sites of reported phenomena of eutrophication in coastal and lagoon areas. Virtually all the countries around the Mediterranean offer more or less obvious cases; although the northern shores are generally the most affected, the problem of eutrophication is also causing serious problems in the south, and there is ground for fear that these problems may assume much vaster proportions than at present. If forecasts are correct, the population of the North African states will rise from today's 109,300,000 inhabitants to 208,000,000 in the year 2,025 (Agnelli Foundation, 1991). Considering further the development stage of production technologies in these countries and the virtually total absence of environmental policies, eutrophication problems will scale up in the future.

As to the scientific information available about Mediterranean eutrophication, coverage provides a fairly satisfactory picture of the present situation, although the density of information acquired on specific problems varies depending in part on the existence of qualified research institutes and the availability of funds. Thus, the absence of data on the coastal waters of Albania, Syria, Libya and Morocco makes it impossible to define the trophic status of their transition waters.

## 5.2 Review of recorded incidents of eutrophication by regions and countries

### 5.2.1 Spain: Western Mediterranean

Alboran Sea. Diatom blooms occur periodically along the southern shores of Spain from the Straits of Gibraltar to Almeria as a result of upwelling generated along the path of the Atlantic current entering through the Straits of Gibraltar. Moving along the Andalusian coast and offshore into the southern Alboran Sea at its eastern boundary, this current determines the so-called Almeria-Oran Front which showed a permanent bloom recently described by Tintore *et al.* (1989) and Martinez *et al.* (1990). The same conclusions were reached by Minas *et al.* (1983), who emphasize that the high productivity of the basin to the North-West of the Alboran Sea is strongly related to upwelling associated with the anticyclonic vortex generated by the flows of Atlantic waters entering through the Straits of Gibraltar.

Localized eutrophication is reported in the Bay of Malaga, where Jmenez *et al.* (1986) describe the presence of winter blooms. Cortes *et al.* (1985) also reported high values of chlorophyll-a in the area off the city of Malaga in 1992; the authors indicate the effluents from Malaga and the input of the Guadalhorce river as the main causal factors. Significant quantities of dinoflagellates which produce PSP group toxins were also reported by Bravo *et al.* (1990) along the Andalusia coastal area between Malaga and the Bay of Algeciras; in this case the species was *Gymnodinium catenatum* which, in January-February 1989, was present with concentrations in excess of 3,000 cells/l.

East coast and Balears. Describing the distribution of nutrients in the Gulf of Sant Jordi (Terragona), which is under the influence of the nutrient inputs of the Ebro river, Deya (1981) emphasizes the fact that the development of the autotrophic biomass is phosphorus controlled. At Barcelona, Margalef (1968) reports a case of "red tide" produced by *Chattonella subsalsa*. At the port of San Carlos de la Rapita, geographically to the South of the Ebro delta, in May 1989 Delgado *et al.* (1990) observed a large bloom (28,000,000 cells/l) of *Alexandrium minutum* (a dinoflagellate listed amongst the species capable of synthesizing group PSP toxins). Other reports come from the Cullera zone, where diatoms (*Thalassiosira* and *Chaetoceros* species) have generated blooms with values of 7,200,000 cells/l during the

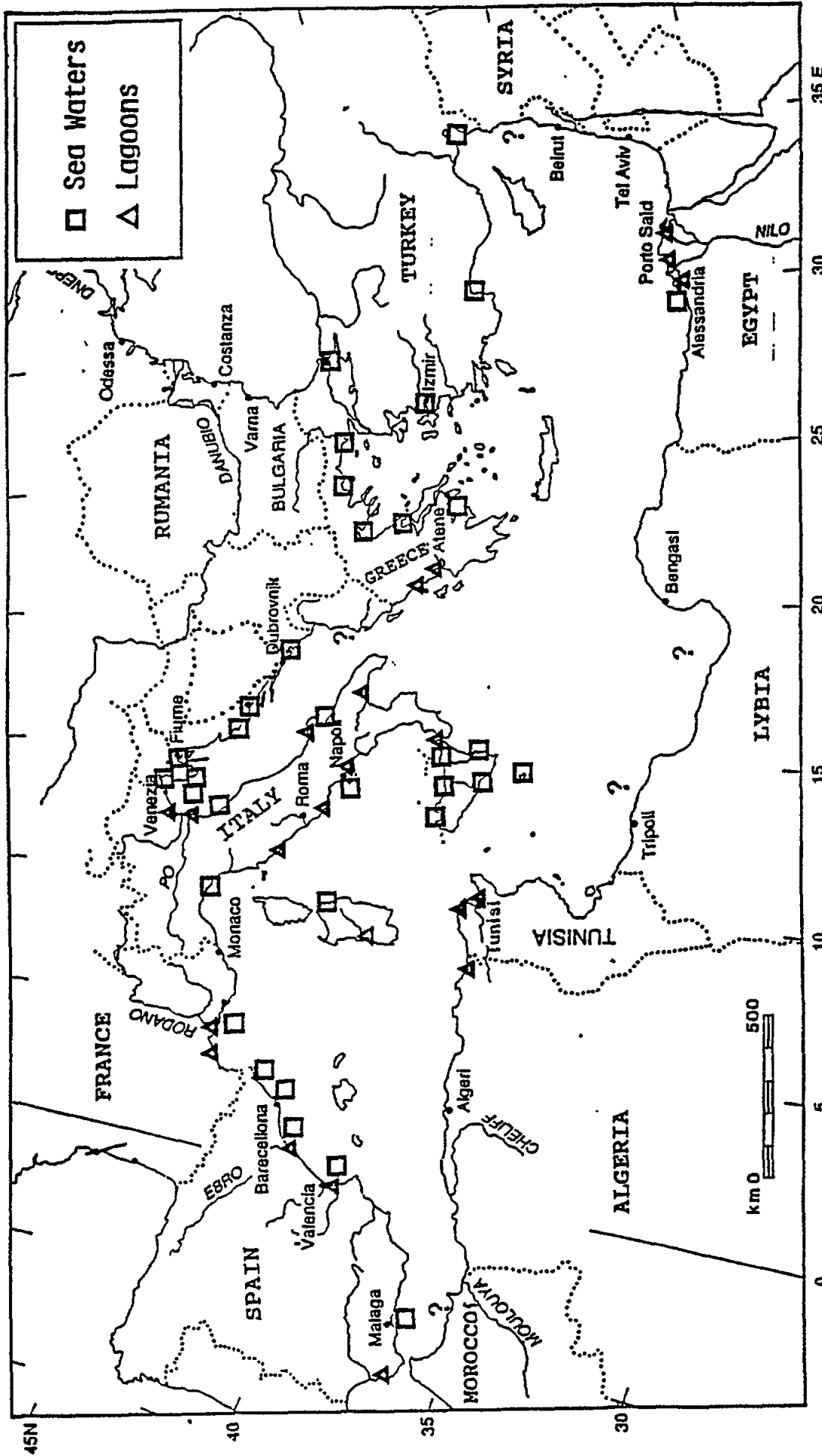


Fig. 9 Mediterranean areas where eutrophication phenomena were reported

winter months (Del Rio *et al.*, 1986). Balle Cruelas (1965) also reports cases of abnormal proliferation of diatoms off the Balearic Islands. In view of the location these blooms should probably be attributed to normal cycles of upwelling of deep waters rich in nutrients.

Lagoons, bays, estuaries. In areas such as lagoons and estuaries where primary productivity is generally high, increased supply of eutrophying substances of human origin has been raising the trophic level to worrying levels over recent years. In areas of reduced water exchange this condition generates significant levels of dystrophy and states of hypoxia/anoxia (Lopez and Arte, 1971). Cases have been reported by Miracle *et al.* (1988) in the Albufera of Valencia; this lagoon (area 26 km<sup>2</sup>; mean depth of 1.1 m) receives an influx of nutrients equivalent to 2.077 tons of nitrate+nitrite nitrogen, 1.908 of ammoniacal nitrogen, and 619 tons of phosphorus every year (Vicente *et al.*, 1990). Other cases are reported for the lagoons of Encanizada, Platjola and Olles in the Ebro delta by Comin (1986), and for the Lagoon of Cadice in the Guadalquivir delta to the West of the Strait of Gibraltar. Some of these areas are of particular interest to naturalists because of the birds that winter and breed there. Amongst such zones, Cruzado (1990) mentions the Alguamoles of the Ampurda, the lagoons along the coast of Valencia, the Menor Sea and the Guadalquivir estuary system.

Even if the connection with eutrophication is doubtful, blooms of planktonic and nectonic organisms consisting of Salpae, jelly-fish and *Noctiluca miliaris* have been observed in various areas of the Southern coast of Spain. Early in 1986, a microalgae bloom which originated in the Bay of Rosas affected 120 km of coastline (Cruzado, 1989).

#### 5.2.2 France: North-western Mediterranean

General situation regarding eutrophication along French coasts. Areas affected along the Atlantic French coast are mainly subject to excessive proliferation of macroalgae (Ulvaceae, particularly in the lagoons and in some Breton bays) and to phytoplankton blooms in the areas adjoining the estuaries of the major rivers. During the last twenty years these phenomena have gradually increased, in direct correlation with the increased presence of eutrophying substances of human origin. Naturally, the areas most affected are those with the longest water residence times, and those which receive water from river basins with large populations and/or from urban agglomerations along the coast (Ménèsquen, 1990).

The excessive proliferation of macroalgae has created fairly significant environmental dystrophies (summer anoxia in the lagoons and bays, production of volatile substances such as hydrogen sulphide and large accumulations of phyto-biomass) generating serious economic problems for the local authorities, which have had to remove the masses of Ulvaceae from the beaches (Piriou, 1986). Along the coasts of Britany from 1985 to 1988 the total cost of collecting these biomasses rose from 1.6 to 2.5 million francs (CEVA, 1989).

Also, abnormal proliferations of microalgae seem to be more significant and widespread in the northern and Atlantic coasts than on the Mediterranean coast. During 1975-1988 Belin *et al.* (1989) recorded 62 cases on France's northern coast, 125 on the Atlantic and 26 on the Mediterranean (Fig. 10). In general the organisms which have led to "coloured water" are dinoflagellates of the species *Noctiluca scintillans*, *Prorocentrum minimum*, *Gonyaulax sp.*, *Gyrodinium aureolum* and *Gymnodinium sp.*. From an overall analysis of the events which have occurred in the North Sea, it appears that in many cases flagellates have acquired dominance over diatoms during the last 20 years (Radach and Berg, 1986). The algal blooms observed during the period 1975-1988 showed a constant increase until 1984, after which there was a reduction in events that in numerical terms settled around values comparable to those of 1982-83.

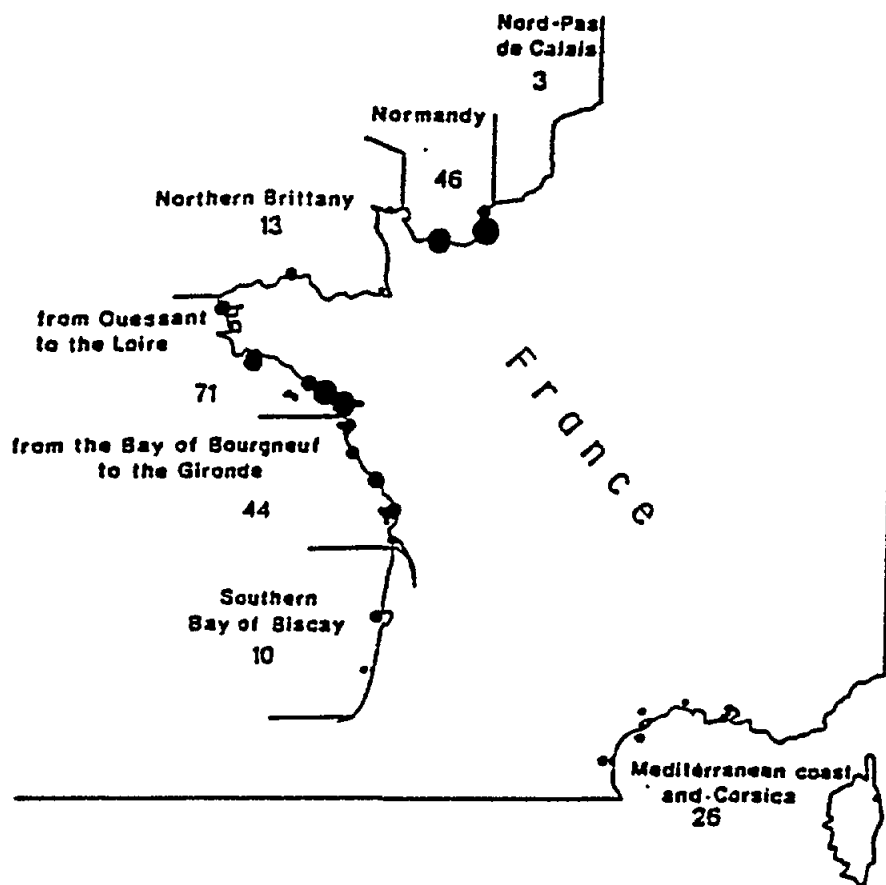


Fig. 10 Cumulative occurrences of discoloured waters along the French coast from 1975 to 1988 (after Belin *et al.*, 1989)

Eutrophication in the Mediterranean. From the geographical point of view, the French Mediterranean area can be divided into the following sub-areas:

- Western zone between the Spanish border and the Rhône delta (Gulf of Lions). With many lagoons, it has a hinterland without particularly large-scale industrial activity and a few large towns that discharge their effluents straight into the sea. Nutrients affecting this area originate above all from the Rhône basin (95,000 km<sup>2</sup>) which brings to the sea some 5,000,000 tons of suspended solids (Leveau and Coste, 1987), 76,000 tons of inorganic nitrogen and 8,400 tons of phosphorus per year (Coste *et al.*, 1985). The coastal zones and marine waters mostly affected by the inputs from the River Rhône lie between Marseilles and Cape Creus extending over an area of about 11,000 km<sup>2</sup>. The plume generally tends to move westwards, gradually diluting, since it is deflected by the oligotrophic waters of the Liguro-Provençal Current (Sournia *et al.*, 1990). The general rise in the level of eutrophy causes widespread diatom blooms in winter and spring, and blooms of dinoflagellates in summer when the weather and sea conditions are favourable (low hydrodynamism, static waters and high temperature), (Perez *et al.*, 1986).

Some of the coastal lagoons in the Languedoc-Rossignol Region are also affected by periodic events of eutrophication (Ménèsquen, 1990). Lieutaud *et al.* (1991) attribute the gradual trophic deterioration of eight lagoons along the shoreline of Montpellier (from the Or to the Ingril lagoons) to the increased input of nutrients of urban and agricultural origin.

- Eastern zone between the Rhône delta and the Italian border. This zone receives the effluents from large towns and cities (Marseilles, Toulons, Cannes and Nice) and from important industrial areas (Region of Fos). There are generally no eutrophication phenomena in the open sea waters because of the westward drift of oligotrophic waters carried by the Liguro-Provinçal Current (Sournia *et al.*, 1990). Events of algal blooms are mainly limited to ports and coastal waters near the points of urban and industrial effluent discharges. The same applies to the Berre and Vaine Lagoons, where Kim and Travers (1986) report high nutrient values and the development of massive algal blooms. Bellan (1972) discusses the gradual deterioration of the Berre and Vaine lagoon due to heavy pressure from the human population, which has caused profound modifications in the animal and vegetable communities typical of these ecosystems. Vitello and Keller (1991) reach the same conclusions from their studies on the meiobentos of the Berre lagoon.

- Corsica. This island, with few lagoons (Diana and Urbino) and with a fairly high level of hydrodynamism along its coasts, is only marginally affected by the urban effluents from the cities of Bastia and Ajaccio, and by the small amounts of industrial effluents discharged. Eutrophication phenomena are of little significance and very occasional off Corsica.

As to nuisance species it appears that the numbers of toxic flagellates present in French seas have increased over time. Until 1982 only *Gyrodinium aureolum* was present, while the *Dinophysis* species appeared in 1983 gradually becoming dominant. *Alexandrium minutum* was reported for the first time in 1988 (Belin *et al.*, 1989). *Dinophysis* is present off the South coast of France, where it is thought to have made its first appearance in 1987 (Leveau *et al.*, 1989; Lassus *et al.*, 1991).

Routine analyses performed in areas affected by the presence of toxic flagellates have highlighted three important facts:

- a) their presence cannot be correlated with and does not depend on the inputs of nutrients resulting from human activities;
- b) in the areas where these organisms are present there is no alteration at the level of grazing due to inputs of pollutants (Leveau *et al.*, 1989);
- c) their presence even at low concentrations (a few individuals/litre) and in absence of real blooms may be unsafe to human health.

It must be noted that anoxia in French coastal waters has never reached the levels of the Skagerrat (Rosenberg, 1985) or the northern Adriatic (Rinaldi *et al.*, 1993). Shortages of oxygen in the waters near the sea-bed after algal blooms were reported in the Bay of Vilaine in July 1984 (Marceron, 1987), but there were no serious consequences.

### 5.2.3 The Coasts of Italy

General. Manifestations of eutrophication occurring in the Italian seas depend on the hydrology, hydrodynamics and morphology of the areas concerned. In the Ligurian Sea, the Tyrrhenian Sea and the southern Adriatic, the phenomena are episodic and generally not



widespread, with secondary effects (hypoxia/anoxia in the bottom waters) being of but little significance. Eutrophication causing conditions arise to a large extent from the effects of effluent discharges from urban agglomerations and only in a few cases from inputs of rivers. If we exclude a number of lagoon areas (Orbetello, for example) the negligible damages caused by eutrophication occurring on Italy's western coasts is due, in large part, to the hydrodynamic and morphological characteristics of these seas: the rapid processes of exchange with open sea waters, the resulting dilution factors and the low water residence times all attenuate the phenomena.

This is not the case throughout the northern Adriatic Sea. Apart from receiving huge quantities of fertilizing substances, this part of the Adriatic is very shallow (only 50 meters on the line from Rimini to Pula) and has physical and hydrodynamic characteristics which tend to segregate the nearshore and offshore systems for long periods; this is particularly noticeable in the area to the South of the Po delta, where, in the summer, water residence times may reach 40-50 days. Eutrophication under such conditions can be serious.

#### Italian West coast seas and Islands

Ligurian Sea. In general eutrophic conditions are not found in the Ligurian Sea. Near Genoa, waters show low trophic levels with orthophosphate values between 0.02-0.31 mg-at/m<sup>3</sup>, nitrite-nitrogen levels between 0.5-41.8 mg-at/m<sup>3</sup>, and 1.2-4.1 mg/m<sup>3</sup> of chlorophyll-a (Genovese, 1979). Carli et al. (1992) also found similar conditions in two coastal stations close to Genoa (Genoa Sturla and Genoa Quinto), and in the generally oligotrophic Bay of Riva Trigoso east of Genoa (Carli et al. 1994). Variations over time in the phytoplankton populations off Chiavari (eastern Liguria) also shows low autotrophic biomass (chlorophyll-a mean 0.2 mg/m<sup>3</sup>; maximum of 5.4 near the coast), (Cattaneo and Fabiano, 1982).

The generally oligotrophic characteristics of the Ligurian offshore waters are confirmed by Innamorati et al. (1985; 1986a) who found phytoplankton concentrations rarely to exceed 200,000 ind/litre (200,329 cells/l with *Cryptomonas spp.* dominant in 1980 and 278,063 cells/l with *Amphidinium curvatum* dominant in 1979). Similar conditions extend into the waters of the Tuscan archipelago and of the northern Tuscan Tyrrhenian Sea; phytoplankton populations normally show low concentrations (mean value in July 1983 11,400 cells/l.), (Innamorati et al., 1986b, 1992; Lazzara et al., 1989).

Off the La Spezia Harbour, Zurlini (1991) conducted a study on the nutrient loads adjoining the port area, and defined their trophic state on the basis of the criteria recommended by the OECD (1982). Overall, from the various sources the roads of La Spezia receive 86.1 tons/year of phosphorus and 506.2 of nitrogen, giving the system mesotrophic characteristics with a tendency towards eutrophy in the most internal areas directly affected by the urban inputs. Cattini et al. (1992) reach the same conclusions, highlighting the fact that the highest values of eutrophy are found near the port area of La Spezia, where a maximum chlorophyll-a value of 15.4 mg/m<sup>3</sup> was found.

The situation close to the mouth area of the River Arno is interesting. Although in general high nutrient concentrations are found (annual averages of 9.5 mg-at/m<sup>3</sup> of nitric+nitrous nitrogen and 1.02 of orthophosphate) in this area, phytoplankton biomass values are low (annual average 180,000 cells/l and 4 mg/m<sup>3</sup> of chlorophyll-a). The apparent inability of algae to assimilate the nutrients available seems to be due to inhibitory toxic substances (synthetic detergents and surfactants) discharged from industrial plants located in the hydrographic basin of the Arno (Innamorati et al., 1989).

Tyrrhenian Sea. One area repeatedly affected by high trophic conditions and significant dystrophic processes is the Lagoon of Orbetello (Grosseto - southern Tuscany). The large amounts of nutrients of urban origin which have been discharged into the lagoon for 15 years promote periodic algae blooms which, particularly during the summer and autumn, cause frequent crisis of anoxic. Still, once normal conditions have been restored the ecosystem generally recovers rapidly (Lenzi and Salvatori, 1986). The resulting damage to the fish population of this lagoon ecosystem have led to short-term measures including the collection of the macroalgal biomass and the forced exchange of waters (Lenzi, 1992).

Dystrophies caused by eutrophication phenomena are not reported in the coastal discharge area of the River Tiber (Pettine et al., 1983). In spite of the high trophic levels normally found at the two mouths of the river, as a result of the very active hydrodynamics of the site, the natural conditions of oligotrophy of the Tyrrhenian Sea and/or the presence of toxic substances capable of inhibiting the growth of autotrophic biomass, no microalgal blooms are reported (Zoppini et al., 1989).

After the conspicuous increase in the human population of the adjacent areas, which started in the '30s, the coastal Lake of Sabaudia (7 km<sup>2</sup> in area, in southern Latium) gradually passed into a state of eutrophy; sewage inputs from the town of Sabaudia (5,000 residents + 15,000 tourists during the summer season) and from a pig farm of 1,500 head led to recurrent anoxic crises. The most serious one occurred in July 1979, when all the fish stocks were destroyed (Perdicaro et al., 1980). From 1980 the treatment of the sewage and the closure of the pig-farm led to a gradual improvement of the basin (Perdicaro, 1985).

Other reports of eutrophic environments come from the Lagoons of Miseno, Fusaro and Patria (Naples), where the discharge of untreated sewage and industrial effluents have seriously reduced water quality. For the Fusaro lagoon, Carrada et al. (1988) also reports a bloom of *Gymnodinium catenatum* (dinoflagellate capable of synthesizing PSP group toxins) with concentrations of 6,000,000 cells/l.

Gulf of Naples. Two subsystems can be recognized in the Gulf of Naples: one is of "open sea water" with oligotrophic characteristics essentially determined by waters originating offshore; the other, nearshore system presents pronounced eutrophication phenomena triggered by the inputs along the coast (Genovese, 1979). However, there are significant variations in the coastal area; because of the poor circulation of the waters particularly in the summer months, plumes of dark waters caused by sewage outfalls may often be identified. Carrada et al. (1979) recorded high algal biomass values to the East of Naples in the areas with the highest nutrient input during the summer of 1977. Zingone et al. (1985) report a bloom caused by *Chaetoceros simplex* in the summer of 1983 that reached 120,000,000 cells/l in the areas most affected by the effluents from the city of Naples. Ribera D'Alcalà et al. (1989) encountered algal blooms in the same area in May 1987 which, although not widespread, reached peak concentrations of chlorophyll-a of 176 mg/m<sup>3</sup>. Modigh et al. (1985) emphasize the inverse correlation between salinity and chlorophyll-a values that further underlines the role of nutrient-rich waters and biostimulants from the sewage system.

Carrada et al. (1982) found in the Gulf of Salerno in November 1981 the coast-offshore gradients of the autotrophic biomass to be low with concentration between 0.1 - 0.8 mg/m<sup>3</sup> of chlorophyll-a.

No further episodes of eutrophication are reported from other areas of the Tyrrhenian, including southern Campania and the Calabrian coast which seems to be unaffected by eutrophication (De Domenico, 1979).

## Sardinia

In general, the coastal waters and lagoons of Sardinia seem to be little affected by eutrophication. The few reports concern the Gulf of Olbia, the Gulf of Cagliari and the Santa Giusta Lagoon (Oristano).

For the Gulf of Olbia Sechi et al. (1987) report a bloom of *Gymnodinium sp.* which occurred in September 1985. This event caused kills of fish and molluscs as a result of prolonged anoxia of the bottom waters. The trigger causes are attributed above all to the discharge of sewage from the town of Olbia. States of anoxia leading to fish kills have also occurred in the Lagoon of Santa Giusta (central-western Sardinia); in a study conducted during 1989-93 by Cossu et al. (in press) the phenomenon is associated to the abnormal growth of microalgae (Ulvaceae) and diatoms caused by high eutrophying inputs of urban origin.

In the Gulf of Cagliari, Loi et al. (1981) found high nutrient concentrations in the coastal area most affected by urban and industrial effluents. For the same gulf, Genovese (1979) also reports high primary productivity values (446 mg C/m<sup>2</sup>/day) in the presence of *Rhizosolenia firma*.

## Sicily

Northern shores. Frequent blooms of Chlamydomonadaceae are reported (De Domenico, 1979) for in the Bay of Milazzo, but their development is probably not correlated with the inputs of nutrients. In the adjoining Gulf of Patti (Messina), in July 1969 Gangemi (1973) detected blooms of the same microalgae after heavy rains.

Also in the province of Messina, cases of eutrophication were reported in the brine Lakes of Ganzirri (Magazzu' et al., 1991) and Faro (Magazzu', 1982) that lay in basins of high human activity. Large numbers of fish died in the Lake of Ganzirri in 1990 as a result of anoxia. *Dinophysis sacculus* (a toxic species capable of synthesizing DSP group toxins) reaching 40,000 cells/l have been reported in other brine lakes (Olivieri and Tindari) in the same area.

More or less frequent algal blooms occur in coastal waters of the Gulf of Palermo summer (Genchi et al., 1983a; 1983b). Due to discharges of inadequately treated sewage high values of nutrients and chlorophyll-a were found above all in the area off and to the East of the port of Palermo (for the area near the port: 25 mg-at/m<sup>3</sup> of ammoniacal nitrogen, 158 of nitric nitrogen, 360 of orthophosphate and 30 mg/m<sup>3</sup> of chlorophyll-a in March 1981). Coastal waters are also affected by a high bacterial pollution.

The Gulf of Castellammare also shows recurrent cases of eutrophication caused by the excessive inputs of nutrients from sewage and industrial effluents (Calvo and Genchi, 1989); total input of 321 tons/year of phosphorus and 1,471 of nitrogen, 195 and 685 of these respectively of industrial origin have been estimated.

Riggio et al. (1992) report an interesting succession of biological indicators in the same area. As a consequence of increased eutrophication the bivalve *Mytilaster minimum*, which favours oligotrophic-eutrophic environments, was partially supplanted by *Mytilus galloprovincialis* that grows better in eutrophic-hypertrophic conditions.

Southern shores. A corresponding case is reported for the Gulf of Gela. Increased trophic conditions induced by urban and industrial waste had detrimental effects on the fishing industry. Modification in the texture of the sediments, which had become sandy-muddy, favoured limivorous species of little commercial interest; thus, high productivity is actually contrasted by a low value of the fish caught (Arculeo et al., 1990).

Eastern shores. Giacobbe and Maimone (1991) report widespread presence of significant amounts of *Dinophysis spp.* in the coastal waters off Syracuse with concentrations reaching 2,000 cells/l. De Domenico (1979) reports eutrophic conditions off Augusta, where recurrent blooms occur above all in the western section. In January 1977 very high nutrient concentrations were measured in the north-western and central part of the roads, with 1.6 mg-at/m<sup>3</sup> of orthophosphate and 20.0 mg-at/m<sup>3</sup> of nitric nitrogen.

Ionian Sea. In the Gulf of Taranto, microalgae blooms occur during the summer months only in the bay known as the "Mare Piccolo". One report of this is given by Magazzu' (1982) who describes a bloom which occurred in 1973.

#### Southern and Central Adriatic Sea

Puglia. Gargano. Abruzzi. Marche. Conditions of oligotrophy normally predominate along the easter coasts of Puglia. Marano and Rizzi (1985) report fairly high concentrations of phytoplankton organisms only for the areas corresponding to Porto Nuovo, Bari, and the Gulf of Manfredonia.

The coastal Lake of Varano (Foggia) is more seriously affected by high trophic levels; this lagoon is periodically subject to eutrophic events with fairly serious dystrophic consequences. There is a risk of widespread putrefaction during the summer months unless increased exchange with sea-water is guaranteed (De Angelis, 1964). In a study carried out from May 1985 to April 1986, Tolomio et al. (1990) highlight the presence of high concentrations of nutrients and autotrophic biomass.

There are few reports from the southern and central Adriatic about events of eutrophication; in fact, this area is generally considered oligotrophic. South of the Conero promontory (Ancona) waters three miles off shore are between mesotrophy and oligotrophy; small areas of eutrophy only occur along the coast near the mouths of rivers and urban agglomerations (Artegiani et al., 1979).

Going north reports about increased trophic levels and microalgae blooms become more numerous. Off the Conero promontory, Artegiani et al. (1985) record a large-scale bloom of *Gymnodinium sp.* monitored during October 1984. This bloom, indeed the largest in distribution and intensity during the last twenty years, started at the end of July 1984, and actually affected a large part of the north-western Adriatic. Very high biomass values were found adjacent to the river Po delta, and in the zones close to larger towns; close to the Po delta chlorophyll-a values in excess of 600 mg/m<sup>3</sup> were measured (Emilia-Romagna Region, 1985; cf. Fig. 11). Although its intensity and distribution waxed and waned, the bloom died out in December of the same year. Blooms caused by this microalga have special features which differ from those of other dinoflagellates, since this organism is able to withstand steep thermal and salt gradients without showing signs of stress. The start of the bloom (July) coincided with water temperatures around 24EC, while by December when the bloom disappeared, the temperature had dropped to 8-9EC. Unaffected by salinity it was equally abundant both in low-salinity (20-24 in the area near the Po delta) and high-salinity areas (35-37 off Ancona). None of these episodes caused anoxia of the bottom waters, probably

because this microalga is not thecated, so it floats instead of sedimenting when dead; vast areas of sea covered in floating yellowish patches were visible particularly in October, when the bloom started to die off.

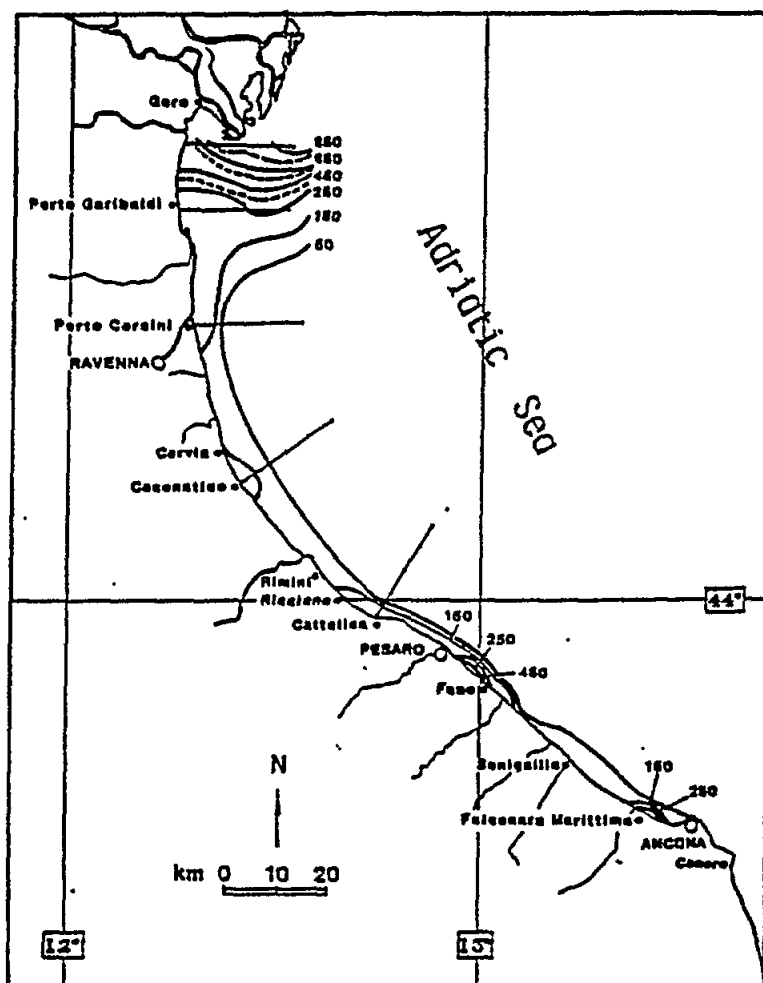


Fig. 11 Distribution of chlorophyll concentrations ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) in the coastal waters of Emilia-Romagna and Marche 1984; (after Annual Report, Regione Emilia-Romagna 1985)

The situation in the coastal waters of the Marche, North of the Conero (Ancona) is oligotrophic, although it may be slightly affected by variations due to the inputs of the river Po (Scaccini Ciatelli *et al.*, 1972; Scaccini Ciatelli, 1974). Modest increases in trophic levels are also noted near the mouths of local rivers and close to sewage inputs from the towns along the coast. Scaccini Ciatelli (1967) was one of the first researchers to draw attention to the state of phosphorus-limitation in the coastal waters of the north-western Adriatic; the data used refer to two cruises in August 1965 and March 1966 in the area between the Po delta and the Conero promontory. Poli Molinas and Olmo (1968; 1969) and Olmo and Poli Molinas (1970), Scaccini Ciatelli and Falcioni (1972) and Tegaccia and Tegaccia (1985) all came to the same conclusions; the data obtained in a limited area, off the mouths of the Metauro and the Arzilla, demonstrate that in all three years there was always an excess of

soluble nitrogen salts and a lack of orthophosphate. Soluble nitrogen (nitric, nitrous and ammoniacal) and orthophosphate discharged into the sea by the Metauro in 1969 amounted to 238 tons for the nitrogen and 6.5 tons for the phosphorus, respectively.

In 1969 the area also experienced the first widespread bottom fauna kill; the zone involved reached from the Po delta to the northern part of Marche's coast. Piccinetti and Manfrin (1969) attribute the causes to an abnormal proliferation in May of dinoflagellates (*Peridinium depressum* dominated). Other cases of anoxia along the Marche's coasts, caused more by the passive transport of anoxic waters from the North than by abnormal proliferations of microalgae, are referred to by Penna *et al.* (1986), who record the beaching of benthic organisms along the coast of the Pesaro area in June 1986.

#### Northwestern Adriatic

Moving northward, we come to the area most directly affected by the inputs of the river Po.

Emilia-Romagna coasts. Phenomena of eutrophication with distribution and persistence much greater than in any other case that have occurred in other parts of the Mediterranean, have occurred and continue to occur in the coastal waters of Emilia-Romagna to the South of the Po delta (Rinaldi and Montanari, 1988). The first cases reported date back to 1969 (cf. above). These were followed by a relatively long period in which the phenomenon no longer occurred, until it returned in 1975 (Mancini *et al.*, 1986). In September of that year an immense bloom of flagellates caused widespread anoxia in the bottom waters, accompanied by bottom fauna kills and huge beachings of bottom fish (7,000 tons in the Municipality of Cesenatico alone).

Similar events succeeded each other with a certain regularity in the summer of almost all the following years (Fig. 12). The blooms which occur in this area are normally caused by Diatoms and Dinoflagellates (Regione Emilia Romagna, 1981-1991 and Vollenweider *et al.*, 1992). The former, although they may cause blooms at any time of the year, they tend to dominate during winter and spring, while flagellate blooms occur especially in the summer and autumn (see Fig. 13 and Table 20).

The effects of recurrent anoxia of bottom waters caused profound modifications in the benthic ecosystem; there were considerable reductions in the original populations of the least mobile bottom organisms (molluscs, crustaceans and polychaetes) most sensitive to oxygen deficiency. Repetition of these dystrophies has led to the disappearance of about fifteen species of molluscs and three of crustaceans. For many other species, a general thinning-out of the existing stocks has been noted (Montanari *et al.*, 1984; Rinaldi *et al.*, 1993).

Further, the recurrent phenomena of eutrophication, the repeated states of anoxia and the general deterioration of water quality in the north-western Adriatic have had, and continue to have negative repercussions on the economy of the region, like tourism and fisheries. The abnormal colour of the waters due to the high concentrations of suspended phytoplankton biomass, the resulting poor transparency and the unpleasant smells caused by the processes of putrefaction all combine to make the coastal waters extremely "unattractive" to bathers. With regard to fishing, and mollusc farming in particular, considerable damage has been done by the dinoflagellate of the genus *Dinophysis*, which produces DSP group toxins. The occurrence of these flagellates, which have become more plentiful during the last decade, have led to temporary and prolonged bans on the harvesting

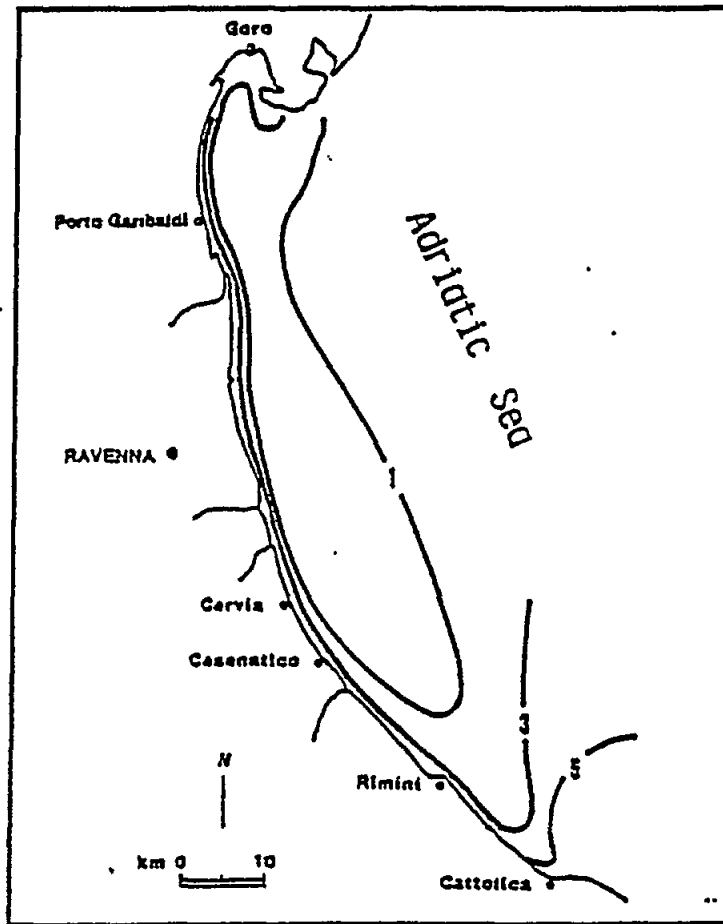


Fig. 12 Distribution of hypolimnetic oxygen concentrations (mg/l) along the Emilia-Romagna coast in August 1982; (after Annual Report, Region Emilia-Romagna 1983)

and sale of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) farmed in the coastal and lagoon areas of Emilia-Romagna (Viviani *et al.*, 1990; Boni *et al.*, 1992). Further, *Alexandrium tamarensis*, a dinoflagellate capable of producing PSP group toxins, has been observed in the waters of the northern Adriatic (Fortuna *et al.*, 1985; Mancini *et al.*, 1986; Honsell *et al.*, 1992); yet, no pathologies in the resident populations which can be blamed on PSP intoxication have ever been encountered.

Lagoons. Eutrophication has caused and continues to cause serious problems in the lagoon areas around Ravenna (Pialassa della Baiona). Another lagoon, the Sacca di Goro (Po delta) has been the subject of numerous studies (Franzoi *et al.*, 1986; Rinaldi *et al.*, 1988; Regione Emilia-Romagna 1989; Bencivelli and Castaldi, 1991; Barbanti *et al.* 1992a). These transition basins are affected both by phytoplankton blooms and by the invasive presence of microalgae (Ulvaceae in particular). During the summer, the abundance of vegetable biomass leads to persistent states of anoxia with serious damage to the lagoon ecosystem and the activities related to fish breeding. The cause of deterioration of these lagoons is not only excessive input of nutrients (especially from the Po and from the

surrounding agricultural areas), but deterioration is aggravated by the effects that result from construction of new installations (ports, quays and breakwaters) which in many cases reduce the water exchange between the lagoon and the sea, and thus increase water residence times.

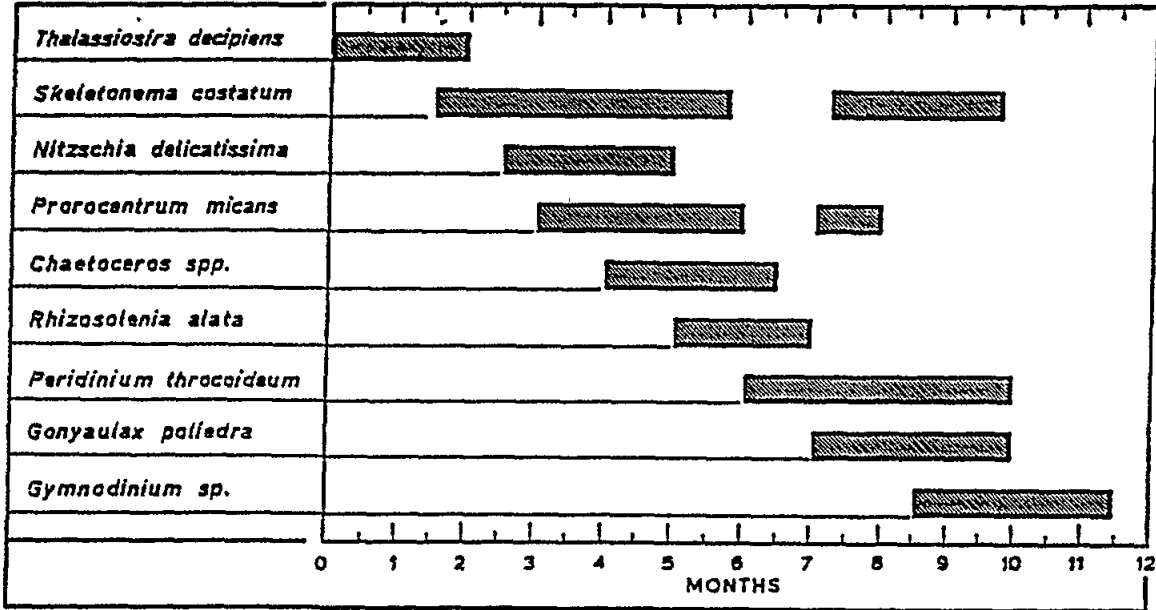


Fig. 13 Prevailing seasonal occurrence of some of the most common algal bloom-forming phytoplankton species

Table 20

Mean red-tide episodes due to dinoflagellates in the Northern Adriatic 1976-1985; (after Mancini *et al.*, 1986)

SPECIES	YEARS										Max. cell/l x 10 <sup>3</sup>
	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	
<i>Gymnodinium sp.</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	230,000
<i>Gonyaulax polyedra</i>		*	*	*			*		*	*	35,000
<i>Protogonyaulax tamarensis</i>							*			*	11,800
<i>Prorocentrum micans</i>	*	*							*	*	3,800
<i>Prorocentrum minimum</i>					*					*	29,000
<i>Prorocentrum triestinum</i>										*	20,000
<i>Glenodinium foliaceum</i>				*							5,500
<i>Glenodinium lenticula</i>					*	*	*				33,000
<i>Glenodinium quadridens</i>					*			*			15,000
<i>Noctiluca miliaris</i>			*		*			*			1,200
<i>Katodinium rotundatum</i>					*	*		*	*		224,000
<i>Scrippsiella trochoidea</i>							*			*	13,300



Northern Adriatic (Veneto, Friuli-Venezia Giulia):

Gulf of Venice. The deterioration of the 550 km<sup>2</sup> sized Lagoon of Venice has even more serious implications because of the city's important social and cultural activities. Cossu et al. (1984) have estimated that the potential nutrient inputs from domestic effluents into the Lido basin (about one third of the entire lagoon area) alone amount to 635 and 577 tons/year of nitrogen and phosphorus, respectively, 2,015 tons/year of nitrogen and 150 of phosphorus from industry, and 1,332 and 422 from the agricultured sector. More recent figures are given by Cossu et al. (1992) for the whole lagoon of Venezia that account for existing sewage treatment facilities and discharge modi for the whole population, including seasonal tourist presence. These are at variance however, and would amount to 2188 t (potential) and 1208 t (real) of nitrogen, and 445 (potential) and 275 t (real) of phosphorus, respectively.

Inputs from the sediments, from the atmosphere and from the sea (through the tides) are difficult to estimate, but would probably double these quantities. The consequences are frequent algal blooms and mostly abnormal proliferations of Ulvaceae. During the summer, the size of the macroalgal biomass, assessed at a maximum of 15 kg/m<sup>2</sup> (Comune di Venezia, 1991) cause anoxic states with high production of hydrogen sulphide. Apart from its toxicity for aquatic fauna, this latter compound is released into the atmosphere, creating serious problems for the local population (Bernstein, 1991). With monthly samplings during 1985-1989 at a number of stations around the lagoon of Venice, Alberotanza et al. (1992) demonstrate that although the phosphorus concentrations show a downward trend, the lagoon system is still in a state of extreme environmental stress as a result of persisting hypertrophy.

The other areas of the northern Adriatic between the Po delta and Trieste generally had lower trophic levels than the adjacent area. Due to the hydrodynamics of this basin, Po waters tend mainly to be carried south by southward currents. Further, the area North of the Po delta receives lower input of eutrophying substances and water residence times of local tributaries are shorter because of the absence of clear low salinity fronts.

Montresor et al. (1981) found diatoms prevailing during the spring-summer period of 1978; in particular, for some stations off the southern Veneto coast, they report concentrations of 5,000,000 cells/l of *Skeletonema costatum*. Data obtained from three cruises in the northern Adriatic during 1979 (Socal et al., 1981) show that very high concentrations of diatoms (*Rhizosolenia* in the summer and *Chaetoceros* and *Leptocylindrus* in the autumn) overlap spatially with the plume of the Po river.

Microalgal blooms occurring in the coastal band in the period 1984-1990 were generally caused by diatoms. Likewise as in other areas in the northern Adriatic, blooms of *Skeletonema* and *Chaetoceros* occurred with values which, in the period 1984-1987, occasionally reached 36,000,000 cells/l (Regione Veneto, 1991). The same study also demonstrates that the distributions of nutrients are particularly significant in the areas influenced by the rivers, especially the Livenza, Sile, Brenta and Adige.

Gulf of Trieste. Although sometimes fairly intense, the microalgal blooms reported in waters off the Friuli coast as far as Trieste are normally limited in diffusion. As early as 1973, Bussani (1974) observed an intense bloom of *Peridinium ovum* in the waters near Trieste. Significant increases starting from 1977 in microalgal blooms caused by dinoflagellates are reported by Fonda Umani (1985); blooms of *Noctiluca miliaris*, *Gonyaulax polyedra*, *Prorocentrum lima* and *Scrippsiella trochoidea* have occurred particularly in the areas of the Gulf of Trieste with a small water exchange. Cassinari et al. (1979) report a

bloom of *Noctiluca miliaris* with peaks of 4,800,000 cells/l in June 1977. A bloom of *Scrippsiella trochoidea* with 7,000,000 cells/l is reported by Fonda Umani and Honsel (1983) in May 1983 in a limited zone of the port of Trieste. The same dinoflagellate generated a red tide in September 1987 (Cabrini et al., 1990).

While cases of anoxia in the strictly coastal band are reported only for the Bay of Muggia (Trieste) (Orel, 1990), more widespread and persistent anoxic crises are recorded in the deep waters off the Gulf of Trieste and the coasts of Istria. Unlike events on the western shores of the northern Adriatic, these cases are generally not preceded by algal blooms; therefore, the most likely cause is hydrodynamic stasis during the summer, accompanied by marked persistent stratification of the waters (Faganelli et al., 1985; Ghirardelli and Fonda Umani, 1989). As a consequence, bottom fauna kills have been observed both in the Gulf of Trieste and in the eastern area of Istria in 1974, 1983, 1988 (Stachowitsch, 1991) and more recently in 1989, 1990 (Hrs Brenko et al., 1992) and 1991 (Aleffi et al., 1992). The benthic ecosystem in areas of anoxia have shown a general reduction in numbers of species and of individuals.

#### 5.2.4 Slovenia, Croatia, Montenegro. Eastern Adriatic

Justic et al. (1987) emphasize that oxygen supersaturation in the surface waters and oxygen depletion in bottom waters in the northern Adriatic occur in all seasons except winter. They attribute this to the increase in phosphorus, since this element is able to govern the development of the phytoplankton biomass (Justic, 1987; 1991a). The ecological consequences of states of hypoxia presented by Justic (1991b) agree with those of other authors (Stachowitsch, 1991, 1992; Rinaldi et al., 1993). Drastic reduction in the density of populations of *Turritella communis* after repeated hypoxic crises is significant here.

In the Slovenian coastal area periodical near-anoxia or even anoxia (eg in 1983; Faganelli et al., 1985) events were related to the regional trophic state combined with the establishment of unusual oceanographic conditions (marked deep pycnocline, absence of "bura" wind), rather than to local sewage disposal influence (eg Malej, 1993).

Eutrophication impact on the ecosystem of the open northern Adriatic results from the combined influence, and changing relative importance, of the external nutrient input cycle (mainly from the Po River), the degree of water column stratification, and the horizontal water advection, as they control and/or moderate biological assimilation and regeneration processes in the water column and at the sediment-water interface (Gilmartin et al., 1990; Stirn, 1993).

Periodically (eg. in 1977), unusually high Po river nutrient discharges greatly increase organic matter production and decomposition rates (Degobbi et al., 1979). In other cases, vertical and horizontal water mixing can be reduced significantly because of long periods of calm weather (eg. in 1988 and 1989), increasing the nutrient residence time and its effect on the ecosystem of this region (Degobbi, 1989; Degobbi et al., 1991; Ivanææ 1995). As a consequence, near-anoxic or anoxic conditions occurred in the bottom layers with a mass mortality of benthic organisms (eg Degobbi et al., 1993).

Interestingly, in 1989 the most critical conditions occurred in the eastern part of the open northern Adriatic, which is generally considered oligotrophic. Furthermore, in the late eighties a significant decrease of the potential primary production rate (estimated with <sup>14</sup>C) was related to a reduction of orthophosphate concentration in the sea and Po waters, despite a total inorganic nitrogen increase (Precali, 1995). This is not surprising, since phosphorus was recognized long time ago as the primary limiting element in the open northern Adriatic

waters (eg Pojed and Kveder, 1977; Smodlaka, 1986; Degobbis, 1990b). In conclusion, oxygen changes in the northern Adriatic may not necessarily depend on eutrophication, especially in periods when unusual meteorological processes significantly affect the water exchange rate between the northern and central Adriatic. According to Degobbis *et al.* (in press) eutrophication trends inferred from oxygen only (eg. Justic *et al.*, 1987), should be re-evaluated.

It further appears that water transparency in the northern Adriatic has also been significantly decreasing over time with a gradual increase in suspended organic particles (phytoplankton biomass and debris). Compared to data obtained in the period 1911-1913 with those from 1972-1982 (Justic, 1988) transparency in the western part of the northern Adriatic has fallen by 1/3. Domijan and Smircic (1992) reach the same conclusions: decrease of transparency measured in the entire basin in different periods (1956-1971 compared with 1972-1990) was estimated at 1/3 in the northern Adriatic and at about 1/5 in the central and southern Adriatic.

The orography of the eastern Adriatic basin and its coasts (the former Yugoslavia) is generally mountainous that prevents the transfer to the sea of waters from large internal hydrographic basins. Therefore, and in contrast with the north-western nearshore waters, eutrophication phenomena which occur in the coastal waters of the eastern Adriatic are normally of a local nature. In almost all cases, the zones affected by the phenomena are the ports and bays, whose trophic state is influenced by sewage outfalls and industrial effluents.

Bay of Pula. Because of the inadequacy of the sewage treatment system, during the last 20 years this area has gradually deteriorated (Maretic *et al.*, 1977). Recurrent dinoflagellate blooms may reach chlorophyll-a concentrations in excess of 120 mg/m<sup>3</sup>. *Prorocentrum micans* generally causes blooms during the spring, while in the summer *Gonyaulax poliedra* blooms occur; other blooms are periodically caused by *Noctiluca miliaris* and by the genus *Gymnodinium* (Degobbis, 1990a).

Bay of Rijeka. Although oligotrophic throughout most of its area, the bay is affected by high trophic levels in the northern part due to the input of the Rječina river, sewage outfalls and industrial effluents (Degobbis, 1990a).

Dalmatian coast. Recurrent eutrophic episodes are also reported from the estuary of the Krka river, including the Bay of Sibenik. The western part of the bay is particularly affected because of the nutrient inputs from the city of Sibenik (population 30,000) and industrial areas. Legovic *et al.* (1991a; 1991b) report a bloom of *Gonyaulax poliedra* in the centre of the bay in October 1988. This event, associated with inputs of nutrients, heavy rainfall and a marked halocline, caused anoxia in the bottom waters with widespread bottom fauna kills.

A research project lasting 14 years aimed at identifying the physical-chemical and biological characteristics of a vast area off the main cities of Dalmatia (Zadar, Sibenik, Split, Ploče and Dubrovnik), by Pucher-Petkovic and Marasovic (1992) show blooms in the Bay of Sibenik normally caused by dinoflagellates. They also report large increases in nitrogen (particularly nitrates) during the last few years.

Bay of Kastela. There are many reports of blooms in the bay on which the city of Split stands. Marasovic (1986; 1989; 1990), Marasovic *et al.* (1991) and Gacic *et al.* (1988) highlight that recurrent algal blooms are coincident with the growing input of fertilizing substances. Primary productivity has risen from 120 gC m<sup>2</sup>/year in 1963 to 250 gC m<sup>2</sup>/year

in 1984 (Pucher-Petkovic et al. 1988; Pucher-Petkovic and Marasovic 1988). The summer microalgal blooms recorded in the Bay of Kastela during the last twenty years have been mostly of the dinoflagellate *Gonyaulax poliedra*. The 1980, 1985, 1987, 1989 and 1990 blooms were followed by anoxia of bottom waters that caused kills of bottom fauna, and alterations in the organoleptic characteristics of waters (Marasovic, 1990).

Eutrophication of the Bay of Kastela stems above all from the rapid urbanization of the adjacent coastal area from 1960 to 1989 with population increase from 60,000 to 250,000. Nitrogen and phosphorus load has been estimated at 593.6 and 101.3 tons/year, respectively. The main sources of input are the urban sector (40.5% of nitrogen and 45.5% of phosphorus) and rivers (34.5% of nitrogen and 21.0% of phosphorus) followed in decreasing order of contribution by runoffs, industrial effluents and the atmosphere (Baric et al., 1992).

Other observations come from the area of the Port of Dubrovnik and the Bay of Kotor. In the first case data of a research project carried out during 1988-1989 by Caric et al. (1992) show that quantities of phytoplankton biomass, albeit still modest (max 6.15 mg/m<sup>3</sup> of chlorophyll-a), have increased above the natural trophic level of the area. In the second case the excessive inputs of nutrients of urban and industrial origin since the 1970's combined with the slow exchange of waters due to the morphology of the bay have provided favourable conditions for microalgal blooms to occur. In July 1975 there was an intense dinoflagellate bloom with 28,000,000 cells/l of *Prorocentrum scutellum* and 13,000,000 of *Prorocentrum micans* (Giovanardi and Bent, 1990).

General characterization of the trophic conditions in the Adriatic. Chiaudani et al., (1982) and Regione Emilia-Romagna (1990) have underlined that hypertrophic-eutrophic states are generally limited to the areas off and close to the Po delta. Further to the North or South, conditions settle at mesotrophic-oligotrophic levels with areas of eutrophy found only in coastal areas influenced by the inputs of the minor rivers and effluents from towns. Data obtained from weekly monitoring in the area from Trieste to Pesaro in summer 1992 (Autorità per l'Adriatico, 1992) clearly showed that trophic parameters are highest in the areas affected by the inputs of the Po.

While conditions in offshore waters in the central and southern Adriatic Sea are oligotrophic, Fonda Umani et al. (1992), in their definition of the trophic characteristics of the Adriatic, emphasize that high phytoplankton biomass and recurrent red tides are found in general in the coastal areas of the northern basin. On the basis of the research carried out by various researchers during the last twenty years the trophic conditions of the Adriatic sea can be summed up as follows (see Fig. 14):

- a coastal area in the north-western Adriatic and in some sites on the coasts of Croatia and Montenegro which is affected by recurrent microalgal blooms and with trophic levels is to be classified as eutrophic;
- the open sea waters of the north-western basin with mesotrophic-oligotrophic characteristics;
- the majority of the central-southern basin with trophic levels classifiable as oligotrophic.

Of course, the actual trophic conditions of these specified areas, particularly those along coasts, may vary depending on the quality/quantity of the inputs of human and land origins, and the time of the year. Franco (1981; 1984) and Franco et al. (1982) emphasize

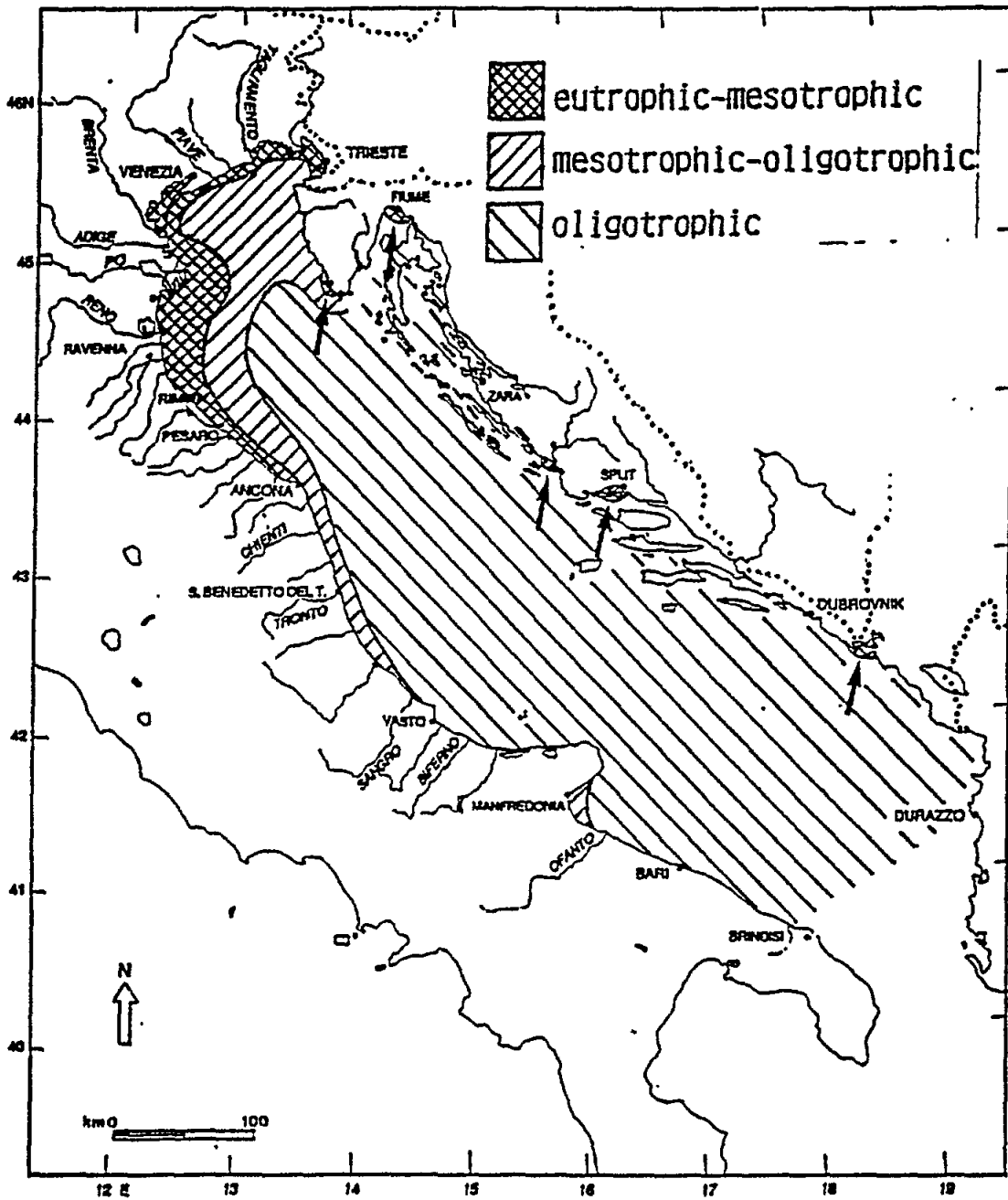


Fig. 14 Areal mapping of trophic conditions of the Adriatic sea

that the dynamics of the phytoplankton populations are governed by the seasonal sequence in the hydrodynamic and physical characteristics of the mass of water in the basin (Franco and Michelato, 1992). In their hypothesis, the marked stratification of the water column in the summer determines a heterogeneous vertical distribution of phytoplankton, with the highest biomass values in river input diluted surface layers. Vertical instability during late autumn and winter and a marked frontal system along the western coast separating the diluted waters from the rest of the basin generate a distribution of phytoplankton biomass where horizontal heterogeneity predominates.

The causes of the serious deterioration that has occurred in the northern area for over twenty years are attributed to the a nutrient input in amounts that exceed the basin's natural assimilation capacity (Warren *et al.*, 1992). The Po, carrying some 100,000 tons/year of inorganic nitrogen and some 6,000 tons/year of inorganic phosphorus, contributes the most of the total nutrient load of the northern Adriatic basin (Marchetti, 1990). The next largest of the rivers flowing into the northern Adriatic, the Adige, contributes 14,002 tons/year of total nitrogen and 1,202 tons/year of total phosphorus, although its mean nutrient concentrations are lower than those monitored in the Po (Provini *et al.*, 1980). The total nitrogen and total phosphorus discharged into the northern Adriatic from Italy alone amounts to some 270,000 and 24,000 tons/year, respectively; cf. Table 21 (data produced by Marchetti, 1987; Regione Emilia-Romagna, 1991). To these must be added the inputs from Istria estimated at 12,600 and 600 tons/year of total nitrogen and total phosphorus, respectively (Degobbis and Gilmartin, 1990).

#### 5.2.5 Mucilage aggregates in the Adriatic and Tyrrhenian Seas

Adriatic Sea. After a year of apparent absence of visible agglomerations of mucilage in the surface waters, though present in deeper strata (5 to 10 m) in 1990, the phenomenon reappeared in 1991, first toward the end of May in Yugoslav waters, from where it spread to the northern and northeastern part of the Adriatic basin (see Fig. 15).

Mucilaginous material observed with underwater telecameras in regular weekly surveys presented itself initially as loose "marine snow" and ribbon like aggregates with highest concentrations in the thermocline. Later, after conditions of continuing calm weather and high insolation, batches of mucilage of various spatial extension and duration in time, surfaced over the whole northern Adriatic Sea. The phenomenon was most pronounced during the warmer hours of the day, but locally the appearance of mucilaginous batches was influenced by prevailing winds and currents.

In comparison to the situation found in 1988 and 1989, the 1991 mucilage events were of less severity, however, but of considerable longer persistency over time, i.e. from June 5 to the end of August. While strong sea-storms and surface mixing, as well as strong north-south currents were absent for the whole period, frequent light winds from land (Libeccio) and modest mixing of waters prevented the buildup of more serious mucilage accrual in coastal areas. On the other hand, further offshore and in deeper waters and near the sediments, considerable amounts of mucilage continued to be present, creating - besides difficulties to fisheries - a situation of hypoxia and modest bottom fauna kills.

Chemical and microscopical analyses confirmed that the prevailing components of the mucilaginous material are mucous polysaccharide agglomerates in which inorganic and organic particulate matter such as mineral fragments, organic detritus, zooplankton (mostly

dead), etc. are occluded. As regards the phytoplankton component, which is normally dominated by *Nitzschia delicatissima*, the analyse have shown concentrations of this latter species to be as high as 150 - 200 million cells per dm<sup>3</sup> mucilaginous material. Other diatom species, *Navicula* and *Pleurosigma* were often present but in minor quantities, where as dinoflagellates (*Gonyaulax fragilis*, *Gymnodinium sp.*, a.o.) were found only rarely, and then only in degradation state (Rinaldi et al., 1995).

Table 21

Load of nitrogen and phosphorus by Region and main sources

NITROGEN (tons/year)			
Regions	Total	Regional contribution	
		Po	Other rivers
Piemonte	42,772	42,772	0
Valle d'Aosta	946	946	0
Lombardia	90,774	88,883	1,891
Trentino Alto Adige	7,699	660	7,039
Veneto	62,353	4,474	57,879
Friuli Venezia Giulia	17,288	0	17,288
Liguria	930	930	0
Emilia-Romagna	48,945	24,385	24,560
Grand Total	271,707	163,050	108,657
PHOSPHORUS (tons/year)			
Regions	Total	Regional contribution	
		Po	Other rivers
Piemonte	3,759	3,759	0
Valle d'Aosta	93	93	0
Lombardia	9,175	9,033	143
Trentino Alto Adige	671	66	605
Veneto	4,621	226	4,395
Friuli Venezia Giulia	1,125	0	1,125
Liguria	131	131	0
Emilia-Romagna	4,406	2,233	2,172
Grand Total	23,981	15,541	8,440
% Distribution by source (cf. 1986 - Marchetti, 1987)			
	P(t)	N(t)	
Humans	33.6	19.3	
Agriculture	29.5	63.8	
Husbandry	14.1	5.5	
Detergents	12.7		
Industry	7.4	7.6	
Uncultivated soils	2.7	3.8	

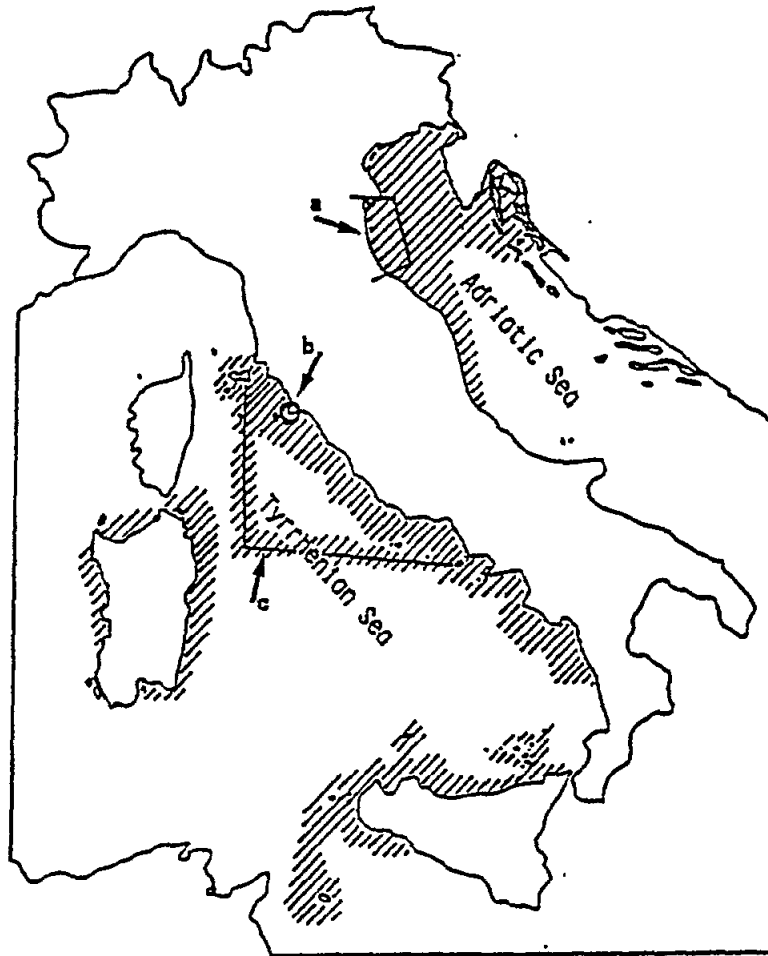


Fig. 15 Massive occurrences of mucilage aggregates 1988-1989 along the Italian coasts. a) and b) indicate zones of periodic observations; c) observations made during cruises of the oceanographic vessel "Minerva"

Tyrrhenian Sea. While mucilage phenomena in the Adriatic Sea have been known to occur and described by scientists since at least the last century, researchers from the Universities of Pisa and Florence, and associates of the "Daphne II" Laboratory of Emilia-Romagna have detected conspicuous quantities of mucilaginous filaments in deeper coastal waters of the Tyrrhenian Sea in July 1991 for the first time (see Fig. 15). The most severe conditions were found along the coasts of Tuscany and the adjacent archipelago. Similar problems have also been reported from the coasts of Lazio, Campania, and around Sardinia (cf. map), and by the University of Palermo for the northwestern part of Sicily.

This material (seemingly unobserved for the area or perhaps ignored, but probably as a phenomenon noted by local fishermen for decades under the term "heavy Waters") was found to float in dense ribbon like suspensions till it becomes entangled on rough surfaces (e.g. rocks) and organisms (Gorgonians, Bryozoa, Sponges, Posidonia, etc.) covering such



communities with a spider's web-like tendon. It is at present unclear how seriously the benthic biota is affected and damaged by this phenomenon. Serious suffocation of bottom fauna under such conditions has however been observed in the northeastern Adriatic sea.

#### 5.2.6 Greece: Eastern Ionian and Aegean Seas

The trophic state of the open sea waters of the Eastern Ionian and Aegean Seas can be defined as oligotrophic (Friligos 1986a; Boussoulengas and Catsiki, 1989). However, in various areas with poor exchange such as the gulfs, lagoons and estuaries eutrophic conditions can be found, generally caused by sewage outfalls and agricultural and industrial effluents.

Moving from West to East, cases of eutrophication have been observed in the following areas:

Gulf of Amvrakikos. This narrow-mouthed bay on the Ionian Sea coast is an important breeding area for fish and invertebrates of valuable species. Recently this area has shown signs of deterioration because of the excessive inputs of eutrophying substances, generally from sewage outfalls and agricultural effluents (Pagou, 1990). High levels of nutrients (silicates and nitrates in particular) are carried into the north of the lagoon by the Arachthos river (Friligos and Balopoulos, 1988).

Lagoon of Messolonghi (Gulf of Patraikos). Data obtained during 1983-84, Friligos (1986b) demonstrate that conditions of anoxia frequently occur in the northernmost part of the lagoon during the summer season. The nutrient concentrations are generally high, with the highest values in the area close to the town outfalls.

The Gulf of Saronikos and its bays. Algal blooms that occur in the Gulf of Saronikos are generally widespread, which makes it one of the zones hardest hit by eutrophication phenomena in the whole of Greece. The causes for this deterioration are attributed mainly to the sewage outfalls from Athens and Piraeus (a population of 3,000,000 producing about 7 m<sup>3</sup>/sec. of effluents) and the industrial effluents discharged into the nearby Bay of Elefsis. In this bay, identified as the most eutrophic area in the whole Gulf of Saronikos, widespread persistent cases of anoxia occur during the summer months (Catsiki, 1991; Nakopoulou *et al.*, 1992). These events tend to favour the release of nutrients from the sediments, which in turn trigger increases in the phytoplankton biomass (Friligos and Barbetseas, 1986). Pagou (1990) reports 10,000,000 cells/l of *Gymnodinium breve* in November 1977 and 29,000,000 of *Scrippsiella trochoidea* in May of the same year. At Alimos Beach (eastern Gulf of Saronikos), in 1987 *Gymnodinium sp.* reached concentrations between 12,000,000 and 27,000,000 cells/l; the same genus was present with 27,000,000 cells/l in the waters off Psitallia Island near the sewage outfall. In the Gulf of Vouliagmeni (outer Gulf of Saronikos) 58,600,000 cells/l of *Pyramimonas sp.* were observed in July 1988. In the waters of Hellenikon (eastern Gulf of Saronikos) in March and April Pagou (1990) reports concentrations of over 1,000,000 cells/l of diatoms (*Thalassiosira sp.*, associated with *Leptocylindrus danicus* and *Nitzschia delicatissima*), and of *Noctiluca scintillas*. A maximum chlorophyll-a value of 27.0 mg/m<sup>3</sup> was measured at a station close to the Athens sewage outfall in Keratsini Bay in 1980-81 by Scoullou *et al.* (1983).

Gulf of Pagassitikos. High trophic levels are found above all in the northern area of the Bay of Volos. The nutrients come mainly from the town of Volos and industrial facilities. Friligos and Gotsis-Skretas (1988) record a case of red tide in the most polluted port area in July 1987, caused by flagellates of the species *Gymnodinium catenatum* (11,150,000 cells/l) and *Cachonina niei*; diatoms were dominant in the less polluted open sea waters.

Bay of Thessaloniki (north-west of the Gulf of Thermaikos). A eutrophic situation similar to that in the Bay of Elefsis and the Gulf of Amvrakikos (Balopoulos and Friligos, 1986; Samanidou et al., 1986). Huge amounts of nutrients are carried into this Gulf by industrial effluents and the sewage outfalls of the city of Thessaloniki (population 1,300,000) and the waters of four rivers. The Axios river is held responsible for transferring large quantities of nitrates of agricultural origin into the Gulf. In this zone, the increase in the phytoplankton biomass is directly correlated with the increases in nitrates and phosphates and with the reduction in salinity values. The blooms are generally caused by diatoms: *Nitzschia closterium*, *Cerataulina bergonii*, *Leptocylindrus minimus*, *Chaetoceros socialis* and *Thalassiosira sp.* are the dominant species in the majority of cases (Gotsis-Skretas and Friligos, 1988).

Gulf of Kavala. Although the trophic levels are generally lower than in the other areas mentioned, it appears that a bloom of the dinoflagellate *Gonyaulax polyedra* with 10,000,000 cells/l that occurred in August 1986 in the north-western part of the Gulf was caused by the wrecking of a ship transporting phosphate fertilizers (Panagiotides et al., 1989).

Estuary of the Vistonis River. Yiannakopoulou (1992) reports an intense bloom in August 1984 with maximum chlorophyll-a values of 86.0 mg/m<sup>3</sup>, consisting mainly of cyanobacteria.

Gulf of Alexandroupolis (to the North-East of the Aegean). A trophic situation similar to Kavala. Mainly because of the emissions of the Evros river, in 1981-1982 concentrations of silicates and nitrates were three times and six times respectively higher than normal (Pagou, 1990).

#### 5.2.7 Malta: Central Mediterranean

A three year monitoring program (1989-1991) was carried out in Malta in order to define the trophic state of two intensely urbanized port areas with heavy commercial traffic, the Grand Harbour and the Marsamxett Harbour. Axiak et al. (1992) found that the nutrient and chlorophyll levels were comparable to those measured in other areas of the Mediterranean where clear signs of eutrophication already exist. Increased levels of primary productivity has reduced the transparency of the waters, particularly in the innermost areas with the longest water residence times, showing a mean of 2.6 m. The same areas have the highest mean values of nutrients (26.4 and 1.6 mg-at/m<sup>3</sup> for nitrates and orthophosphate, respectively) and chlorophyll-a. Nutrient inputs come above all from sewage outfalls (population of 73,000 in the capital Valletta and its suburbs), although the contribution of shipping and tourism should also be mentioned.

#### 5.2.8 Turkey: North-eastern Mediterranean

Open marine waters of Turkey generally present conditions of oligotrophy; only in limited costal areas affected by the inputs of rivers, sewage outfalls or industrial effluents conditions of eutrophy are reported.

The Sea of Marmara is an exception because of both its size, hydrology and hydrodynamics. A semi-enclosed sea, with an area of 11,500 km<sup>2</sup> and a volume of 3,378 km<sup>3</sup>, its dominant low-density surface current tends to flow from East to West, while the bottom current carries high-density Mediterranean water from the Dardanelles towards the Bosphorus. During an oceanographic cruise in the Sea of Marmara from 30 June to 8 July 1990, Aubert et al. (1990) measured particularly high orthophosphate and inorganic nitrogen

values near the Bosphorus. The cause is believed to be the sewage outfall from the city of Istanbul (population 2,000,000). To the West, the orthophosphate values gradually decreased. The sites with the most abundant phytoplankton biomass were the areas immediately to the West of the Bosphorus and near the Dardanelles. The phytoplankton populations consisted mainly of dinoflagellates (dominant species of *Gymnodinium* with maximum concentration 540,000 cells/l) and Coccolithophoridae (mainly *Coccolithus pelagicus* and *Emiliana huxleyi* with densities between 10,000 and 1,900,000 cells/l), while diatoms were not plentiful.

In contrast, (Uysal *et al.*, 1988) report that diatoms generally dominated during a long period (September 1985 - January 1987) in the eastern part of the Sea of Marmara (close to the Bosphorus) and their abundance was closely correlated with the nutrient inputs. Conditions of anoxia in the bottom waters accompanied by widespread bottom fauna kills have been reported in the eastern most part of the Sea of Marmara (Basturk *et al.*, 1990). Referring to a case in August 1989, the authors attribute the event to a combination of strong haloclines and marked stability in the basin during the summer, large inputs of nutrients and organic particulates from the city of Istanbul that caused high primary production.

The Bay of Gemlik (south-eastern part of the Sea of Marmara) shows clear signs of eutrophy as a result of nutrient-rich emissions of agricultural origin from the area near Lake of Iznik (Aral, 1992).

Western coasts. Yaramaz and Tuncer (1986) studied the nutrient levels at ten coastal stations between the towns of Canakkale (North-eastern Aegean) and Bodrum (South-eastern Aegean) on the western coast of Turkey. High values were found at a station near the coast of the Bay of Izmir (sampling by coastal line), with means of 16.6, 1.0 and 2.5 mg-at/m<sup>3</sup> for ammoniacal nitrogen, nitric nitrogen and orthophosphate, respectively. Nutrient concentrations in the innermost parts of the Bay of Izmir, referred to by many authors as seriously degraded, show particularly high values, especially compared to those obtained in unpolluted neighbouring bays (Balci *et al.*, 1994). Koray and Buyukisik (1988) report a bloom of the dinoflagellate *Alexandrium minutum* (a microalga producing group PSP toxins) that occurred in May 1983 in a zone particularly affected by large amounts of nutrients. The phenomenon was followed by anoxia in the bottom waters and bottom fauna kills.

The recurrent algal blooms in this area are due to algae which produce PSP-group toxins (Koray, 1990; Koray *et al.*, 1992); amongst these *Alexandrium minutum* with peaks of 10,000,000 cells/l (dominant in March, April, May and June), *Gonyaulax poliedra* with 50,000 cells/l (in April, May and June) and *Gonyaulax spinifera* with 20,000 cells/l (particularly in May and June). Such algal blooms cause cases of anoxia in the bottom waters.

Using a multiple regression model Koray (1988) demonstrates that increases in diatoms in the Bay of Izmir are correlated in 70 % of cases with high nutrient values; the 30% failure rate is attributed to the grazing action of the zooplanktons or inhibitor effects deriving from pollutants. Koray and Buyukisik (1992) reach the same conclusions that increases in autotrophic biomass are generally directly correlated with increases in phosphorus, nitrogen, light and temperature.

Comparing the polluted Bay of Izmir with the unpolluted Bay of Gulbahce, Buyukisik (1988) states that while in the innermost part of the Bay of Izmir the main trophic indicators are high (5.3 mg/m<sup>3</sup> of chlorophyll-a, 10.1 mg-at/m<sup>3</sup> of total inorganic nitrogen, 1.4 of orthophosphate and 6.7 of silicates; 1984-85), the mean values in the Bay of Gulbahce are much lower (0.85 mg-at/m<sup>3</sup>, 2.3 mg-at/m<sup>3</sup>, 0.1 mg-at/m<sup>3</sup> and 5.7 mg-at/m<sup>3</sup>, respectively), representing conditions of oligotrophy, normal for the area.

Southern coasts. Basturk et al. (1988) and Yilmaz et al. (1992) report oligotrophic conditions in the open sea waters, with increases in trophic level at some coastal sites. Particular mention is made of the Bay of Antalya and the Bay of Iskenderun, where significant increases in the trophic conditions may occur both through periods of upwelling and because of emissions from the land. In the Bay of Iskenderun in particular, the authors record nutrient concentrations of 0.1-0.5, 0.5-12.0, and 0.1-11.0 mg-at/m<sup>3</sup> of orthophosphate, nitric+nitrous nitrogen and reactive silica, relatively.

The level of primary production and related trophic production is relatively low in the Eastern Mediterranean. Eutrophication is only observed locally in the coastal zones affected by river inputs and urban and industrial discharges. The amount of discharged industrial and domestic wastewaters represents only a small ratio (3%) of the total fresh water input; however, such sources constitute 20% and 17% of the total nitrogen and phosphorus inputs respectively. According to studies made in Turkey, this country contributes 0.5% of the total industrial and domestic waste discharges in the Mediterranean coastal areas which correspond to 4% and 7% of the total nitrogen and phosphorus levels respectively. The total annual discharge from the coastal areas to the Mediterranean Sea is 57.2X10<sup>3</sup> tons for nitrogen and 9.6X10<sup>3</sup> tons for phosphorus of which a major part (90%) originates from the coastal areas of Mersin and Iskenderun Bays. Therefore, the level of production in these bays tends to be higher and eutrophication is observed in occasional cases.

#### 5.2.9 Lebanon: Eastern Mediterranean

Except for some eutrophic port areas where occasional blooms may occur, no eutrophic conditions are reported in the coastal waters of Lebanon. In general, these waters are oligotrophic, with limited seasonal fluctuations in autotrophic biomass featuring increases in spring and reductions in the hot season. The dinoflagellates present in this area belong mainly to the phytoplankton typical of the temperate Mediterranean areas. The presence of toxic species such as *Gonyaulax poliedra*, *Alexandrium minutum* and *Dinophysis spp.* is also recorded. However, Lakkis (1991) points out that these species have never created health problems since they are present in very low concentrations.

Abboub-Abi Saab (1990) and Abboub-Abi Saab and Kassab (1992) also report low phytoplankton concentrations and confirm the general trend for a reduction in the microalgal biomass during the passage from inshore to offshore waters.

#### 5.2.10 Israel: Eastern Mediterranean

The open waters of the south-eastern Mediterranean are particularly low in nutrients. Krom et al. (1988) in an oceanographic cruise during August-September 1987 in the Levantine basin south of Cyprus found generally oligotrophic conditions. Down to depths of more than 500 m below the surface they measured quantities of 5.5-6.3 mg-at/m<sup>3</sup> of nitrates and 10-12 mg-at/m<sup>3</sup> of silicates. These values are very low, particularly if compared with those for other oceans at the same depth: 40 mg-at/m<sup>3</sup> of nitrates in the Pacific and Indian Oceans, 20 mg-at/m<sup>3</sup> of nitrates in the Atlantic, 130 mg-at/m<sup>3</sup> of silicates in the Pacific and in the Indian Ocean and 40-100 mg-at/m<sup>3</sup> of silicates in the Atlantic.

Correspondingly, autotrophic biomass values in the coastal waters also tend in general to be very low. In a research program (carried out in the period March 1983-February 1984) on the seasonal distribution of populations of diatoms and dinoflagellates in two stations near Haifa (one coastal and one offshore), Schneller et al. (1985) record phytoplankton biomass values, expressed as chlorophyll-a, between 0.19 and 0.63 mg/m<sup>3</sup> in coastal waters and 0.08-0.38 mg/m<sup>3</sup> in offshore stations.

### 5.2.11 Egypt: South-eastern Mediterranean

Cases of acute eutrophication in the Egyptian waters are reported above all from the ports and coastal waters off Alexandria, and from the lagoons in the Nile delta. Overall, eutrophication and the worsening of water quality (abnormal water colours, anoxia in bottom waters and production of hydrogen sulphide) in Egyptian coastal and brackish waters are caused by the combination of: (a) large inputs of fertilizing substances from urban, agricultural and industrial sources; (b) the long water residence times in the lagoons, partly due to physical barriers; (c) salinity stratification of the waters; (d) generally high water temperatures.

Coastal waters and ports. Along the coast, high trophic levels have been observed in the area off Alexandria and in a number of sites close to the outflows of the main arms of the Nile (Rosetta and Damietta). The city of Alexandria discharges some 183,000,000 m<sup>3</sup>/year of sewage (Aboul Kassim *et al.*, 1992) and industrial waste into the nearby Bay of El-Mex (El-Sherif, 1990). These waters are transported by the geostrophic currents eastward off and along shore causing not only a seriously trophic state but also a general deterioration in the coastal ecosystem. However, dilution prevents the most catastrophic manifestations of eutrophication along the most important Egyptian bathing beach areas.

Eutrophication is more serious in the two rather closed port areas, the East Harbour and the West Harbour. Conditions in these harbours have recently been extensively studied by members of the Alexandria University (Aboul-Kassim *et al.*, 1992; Emara *et al.*, 1992; Saad and Hemeda, 1992a, 1992b; Zaghoul and Halim, 1992).

Western Harbour (7.54 km<sup>2</sup>). Beside Port Said east of the delta, this is the most important Egyptian harbour. Heavy shipping traffic and the discharge of effluent from the urban sector create recurrent algal blooms associated with anoxic conditions in the bottom waters (GESAMP, 1988; Saad and Hemeda, 1992a). Zaghoul (1992) states that this area is markedly eutrophic; conditions of low transparency values and high concentrations of nutrients and chlorophyll-a occur frequently.

Eastern Harbour (2.53 km<sup>2</sup>). Heavy algal blooms in this area are caused as a result of the excessive input of nutrients from the city of Alexandria, combined with the marked vertical stability of the basin. In June 1985 Dowidar and Aboul-Kassim (1986) estimated mean chlorophyll-a at 23 mg/m<sup>3</sup>. Zaghoul and Halim (1992) record red tides caused by the toxic dinoflagellate *Alexandrium minutum*, and anoxia in the bottom waters. Dowidar *et al.* (1990) estimated the total amount of dissolved inorganic phosphorus discharged into the Eastern Harbour at 1,094 kg/year.

Lagoons in the Nile delta. With the exception of L. Burullus these extended lagoons of mean depth around 1 m (Mariout, Edku, Burullus, Menzalah) and their fisheries have been extensively studied in a combined FAO/UNESCO programme in the late 1950' prior to the construction of the High Dam (Elster and Vollenweider, 1961). The lagoons are in part enclosed by reed belts (*Phragmites*), and in part covered by macrophytes (*Potamogeton* species; floating *Eichhornia*). They are important habitats for commercially valued fish. All lagoons receive the drainage waters from the extended irrigation systems that provide water to the highly developed agricultural areas of the Nile delta. These waters are then discharged into the Mediterranean. The interplay between nutrient rich fresh water supply from the South and seawater intrusion via the connections to the sea in the North creates strong salinity gradients, both horizontally and vertically.

Since the '60s the inputs from the Nile have undergone drastic modification as a result of the High Dam construction. While the reduction in the quantities of solids carried down has affected the morphology of the delta area, the lower flow-rates have not only profoundly modified the hydrology and biology of the South-eastern Mediterranean, but also the lagoon areas. Further to the increase in fertilizer use and the rise in the human population of the delta area that has brought about an increase of nutrients, and a significant increase in primary productivity in the coastal sea-waters (GESAMP, 1988).

Lake Mariout. Mariout is not directly connected to the sea as the other lagoons; its waters are discharged to the sea via the Mex pumping station west of Alexandria. Since the study of Elster & Vollenweider, the lagoon area has been reduced due to land reclamation, and in part by the construction of fish farms. The so-called Nusha Hydrodrome (5 km<sup>2</sup>) is an artificially impounded section of Lake Mariout. Originally, L. Mariout had a basin of quite different biological properties, one part mostly covered by *Potamogeton pectinatus*, while another part that received discharges from the city of Alexandria, was plankton dominated and of extremely high productivity. Primary production measured ranged consistently over 1-2 g C/m<sup>2</sup>.day, and reached peak values over 5 g/m<sup>2</sup>.day with *Spirulina jenneri* dominating. Also, vertical stratification over only 1 m depth during calm periods could be very high with oxygen saturation in excess of 200% below surface, and severe reducing conditions over the bottom.

This in essence is still the situation of to-day, which is further aggravated by the huge inputs of untreated sewage from the city of Alexandria and the effluents from industrial and agricultural sources (Saad, 1973). Deterioration is so bad that the intense production and release to the air of hydrogen sulphide makes breathing at times difficult. Of the cases of eutrophication studied by Elster & Vollenweider, this is likely among the worst situation world-wide.

The Lagoon of Burullus (420 km<sup>2</sup>, average depth 1.25 m) shows the highest concentrations of nutrients in its westernmost part since this is the area which receives 75% of the inputs from drainage of the surrounding areas. It also has the longest water residence times, since exchanges with the open sea take place mainly in the eastern part (Abdel-Moati et al., 1988). Estimates made by Abdel-Moati et al. (1990) during 1987-8 show that the Burullus lagoon receives nutrients equivalent to 558 tons/year of phosphorus and 2,318 of nitrogen. The chlorophyll values are generally not particularly high (mean value 6.6 mg/m<sup>3</sup>), although there are recurrent peaks between 10 and 15 mg/m<sup>3</sup>.

The Lagoon of Menzalah (ca. 2000 km<sup>2</sup> between the Nile delta and the Suez Canal) is in the same condition; due to the run-off from agricultural areas it reaches high trophic levels and recurrent algal blooms occur (Halim, 1989). Mean chlorophyll-a of Manzalah are reported at 21 mg/m<sup>3</sup>.

As to nutrient limitation, Elster and Vollenweider (1961) found often N/P ratios low, indicating prevailing nitrogen limitation. Increased use of artificial fertilizers over recent decades, is therefore a possible main factor in promoting eutrophication.

#### 5.2.12 Tunisia: Southern Mediterranean

Cases of eutrophication are reported above all in the Lakes of Tunis and Ichkeul.

Lake of Tunis. A lagoon of 48.6 km<sup>2</sup> with an average depth of 1 m. The only exchange with the sea are the navigable canal (opening 500 m) and two other small channels (opening 40 m), one close to the town of Kherredine. The salinity varies between 25 in the

winter and spring, and 45 in the summer. There is also a considerable variation in temperature in the course of the year, ranging from 10°C in the winter to about 30°C in July-August. Cut in two by a raised causeway running alongside the navigable canal, the lagoon has a southern part and a northern part. The lagoon receives the only partially treated sewage of the city of Tunis (population of 1,000,000), which flows mainly into the northern part, while the southern section receives urban and industrial inputs (Stirn, 1968; Aubert and Aubert, 1986).

The high trophic state of the basin favours invasive proliferations of macroalgae and frequent, intense algal blooms. It has been estimated that during summer and autumn the macroalgal biomass consisting above all of algae of the *Ulva* may reach 1,479 g/m<sup>2</sup> with a total mass assessed at 43,658 tons (UNESCO, 1984).

Belkhir *et al.* (1987) underline the presence of high nutrient values. The concentrations observed at 15 stations in the period 11-15 July 1985 were between 1,852 and 11,064 mg/m<sup>3</sup> for soluble inorganic nitrogen, between 44 and 1,958 mg/m<sup>3</sup> for orthophosphate and between 8,700 and 15,400 mg/m<sup>3</sup> for silica. The presence of large amounts of phytoplankton biomass consisted both of diatoms and of dinoflagellates (*Gymnodinium sp.* and *Prorocentrum micans*); anoxia and hydrogen sulphide caused widespread fish kills.

Lagoon of Ichkeul. The lagoon of 95 km<sup>2</sup> and average depth of 1.2 m, located to the North of Tunisia is described by Ben Rejeb and Lemoalle (1986). Phytoplankton biomass is particularly abundant during the winter months, because of the hydrology and hydrodynamics of the basin. During winter and spring the lagoon receives run-off rich in fertilizing substances from the surrounding areas, while in the summer there is inflow of nutrient poor marine waters. Chlorophyll and salinity show an inverse correlation; low salinity values in the winter correspond to high chlorophyll values, and vice-versa.

#### 5.2.13 Algeria: Southern Mediterranean

Cases of eutrophication have been reported in a number of lagoons and in the port areas with heavy commercial traffic. Coastal sea waters generally show conditions of oligotrophy. During the "Medipro V" oceanographic survey of 27 May - 27 June 1986 the highest chlorophyll-a values (0.6 mg/m<sup>3</sup> max.) were observed near the coast, and were associated with the upwelling of deep waters (IFREMER, 1990).

The Lake of El-Mellah. Situated a few kilometres from the Tunisian border this brackish lagoon of 680 hectares with a maximum depth of 5 m is affected by recurrent conditions of dystrophy and in summer of anoxia in the bottom waters (De Casabianca-Chassany *et al.*, 1986; De Casabianca-Chassany *et al.*, 1988). More recently, Samson- Kechacha and Touahria (1992) have observed the presence of potentially toxic species such as *Dinophysis acuminata* and others of the genus *Gonyaulax* and *Gymnodinium*. Conditions of environmental stress are mostly manifested in the most confined part of the lagoon, which receives direct input from rivers.

## 6. EFFECTS ON MARINE LIFE, RESOURCES AND AMENITIES

### 6.1 Phytoplankton blooms noxious for marine invertebrates and vertebrates

Massive and widespread fish and invertebrate mortality and damage to the marine ecosystems associated with algal blooms and/or green, red and brown tides are phenomena

which occur in all the seas of the world, however, the mechanisms of the deaths of the marine animals have not been sufficiently studied yet. Recently, the problem has represented a notable scientific interest, both in Japan and Europe because of the health and economic damage caused.

The effects of phytoplankton blooms on animals are direct and indirect, primary or secondary. The primary or direct effects are those caused by the blocking of the branchial apparatus by the phytoplanktonic biomass, the effect on the branchial cells of specific ichthyotoxins, and on the cellular metabolism of biotoxins adsorbed via the digestive system (Taylor, 1990). The indirect or secondary effects, however, are due to lack of O<sub>2</sub> and to the production of H<sub>2</sub>S and NH<sub>3</sub>, which can reach really toxic levels for fish.

Harmful algal blooms which create problems for fishery and aquaculture in the coastal area in the world and in the Mediterranean sea are due to organisms belonging to the following algae classes: Dinophyceae, Prymnesiophyceae, Raphidophyceae, Dictyochophyceae (= Silicoflagellates).

#### 6.1.1 Dinophyceae

The toxic blooms of dinoflagellates fall into three categories (Steidinger, 1983): (a) blooms that kill fish but few invertebrates (*Gymnodinium breve* Davis, the Florida red tide organism, is an example); (b) blooms that kill primarily invertebrates (several species of *Gonyaulax* are of this type); (c) blooms that kill few marine organisms but the toxins are concentrated within the siphons or digestive glands of filter-feeding bivalve molluscs (clams, mussels, oysters, scallops, etc.) causing paralytic shellfish poisoning (PSP).

It has been noted for some time that the mortality of fish during the blooms of dinoflagellates of the species *Ptychodiscus breve* (= *Gymnodinium breve*) and *Alexandrium* (= *Gonyaulax*), responsible for NSP and PSP in man, is due to neuromuscular lesions caused by the same biotoxins absorbed via the digestive system (Ray, 1971; Steidinger et al., 1973) (see chapter 7).

The information presently available indicates the possible link between dinoflagellates toxins (saxitoxins and brevetoxins) and recent mass mortalities of marine mammals (humpback whale and bottlenose dolphins) along the eastern coast of the United States (Anderson and White, 1989).

#### Genus GYMNODINIUM Stein

In Florida, the mortality in fish is due to *Gymnodinium breve* which was identified in 1948 as the aetiological agent and is considered to be the sole agent responsible for all the outbreaks described since 1844. As regards benthic fish, the toxins may have a complex effect on the neuromotor system, but this is not true for various invertebrates for which the anoxic condition is probably the only cause of death (Steidinger et al., 1973). Ray and Aldrich (1965), Spikes et al. (1969), Martin and Chatterjee (1969) found that the lipid extract of *G. breve* produces toxins that have effects on fish, chicks and mice. The abundance and annual periodicity pattern of the unarmoured dinoflagellate *G. breve* (Davis) was studied also in the Mediterranean sea in an eutrophic environment (Saronikos Gulf, Aegean Sea) during 1977-1983 and 1987 (Pagou and Ignatiades, 1990). In the Aegean Sea, fish kills are to date not reported.



*Gymnodinium catenatum* has already been found in the Mediterranean sea: in a Tyrrhenian coastal lagoon (Carrada et al., 1988) and on the Spanish Mediterranean coast (Bravo et al., 1990). Only *G. catenatum* cells of Spanish coast produce PSP, but ichthyotoxic effects are not reported (see chapter 7).

In the Adriatic sea, along the coast of Emilia-Romagna, *Gymnodinium sp.*, at first identified as *G. corii*, caused a green tide in 1976 and another in 1977 (Viviani, 1977a; 1981), which was named "green soup" by the press (Goldoni, 1976). This phenomenon was repeated in November of 1984, and covered the sea from the Marche to Veneto (Centro Studi Ricerche Risorse Biologiche Marine Cesenatico, 1984; Regione Emilia-Romagna, 1984). In research carried out in 1976-77 on potential ichthyotoxicity it was possible to demonstrate that the phenomenon of fish death was due to an anoxic condition (Viviani et al., 1985). In 1988, the same species of *Gymnodinium* indicated as *Gymnodinium sp.*, caused a similar tide which lasted for three months without harmful effect on invertebrates and fish (Centro Studi Ricerche Risorse Biologiche Marine Cesenatico, 1988; Regione Emilia-Romagna, 1988).

In 1982-83 and 1985, green tides (3,000,000 cells/litre) were observed in the Bay of Vilaine and Marennes (Lassus, 1984).

#### Genus ALEXANDRIUM Halim (= GONYAULAX)

*Alexandrium monilata* (= *Gonyaulax monilata*), a common dinoflagellate in the Gulf of Mexico, produces a substance toxic for fish (Gates and Wilson, 1960; Aldrich et al., 1967), but it does not affect the chick, the mouse or other warm-blooded animals (Ray, 1971). The oysters of the Gulf of Mexico do not filter water when exposed to *A. monilata*. Clemons et al. (1980) have tried to purify the toxin, following the toxicity against German cockroaches and haemolytic activity. In their experiment, the toxicity has been found in the water-soluble fraction of a molecular range over 100,000.

*Alexandrium tamarensis* from the English coast has caused death in aquatic animals, whereas that from the Atlantic coast of Canada has never produced such effects (Ray, 1971).

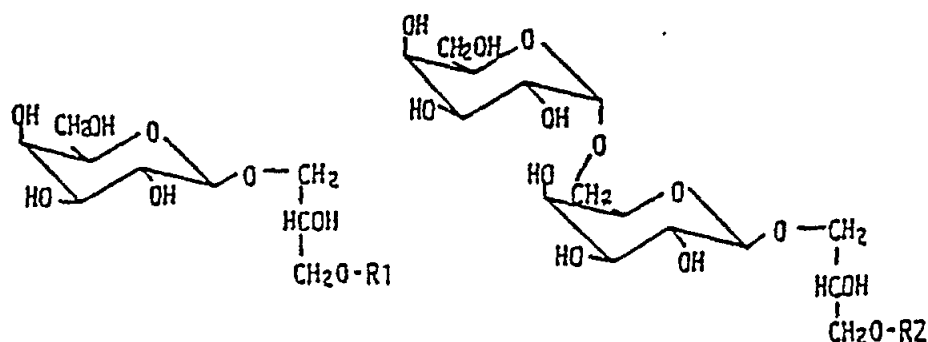
In Mediterranean, in the eastern lagoon of Alexandria bay outbreaks of red tides caused by *Alexandrium minutum* are recurrent summer phenomena since first observed in 1958 (Halim, 1960). Fish-kills occur, caused by clogging of the gills, but toxins are not reported (Halim, 1989).

*Gonyaulax polyedra* indicated as ichthyotoxic (Ballantine and Abbott, 1957; Schradie and Bliss, 1962; Reish, 1963), and responsible for young oyster mortality (Paulmier, 1977), caused in the Adriatic sea (Emilia-Romagna coast and Spalato Bay) "easy fishing" and mortality of fish and molluscs. This has been attributed to O<sub>2</sub> deficiency (Viviani, 1977a; Marasovic and Vukadin, 1982).

#### Genus GYRODINIUM

In the blooms of *Gyrodinium aureolum*, closely connected to *Gymnodinium nagasakiense* of the Pacific (which in Japan causes fish kill), mortality of fish and salmon farms on the Irish, Welsh and Scandinavian coasts, and of invertebrates after 1966, have been described (Tangen, 1977; Ottway et al., 1979; Whiddows et al., 1979; Roberts et al., 1983). At the end of the 1980s it has been highlighted that the ichthyotoxic effect, at the level

of branchial functions of the above-mentioned dinoflagellate is due to polyunsaturated fatty acids and monoacyl-digalactosyl glycerol, which resembled haemolysin-2 of *Amphidinium carteri* (Fig. 16) (Yasumoto et al., 1990).



hemolysins-1 and 2 of *A. carteri*: R1= acyl(C<sub>18:4ω3</sub>), R2= acyl(C<sub>18:4ω3</sub>)  
hemolysins of *C. polylepis*: R2= acyl(C<sub>10:5</sub>, C<sub>20:5</sub>)  
hemolysins of *G. aureolum*: R2= acyl(C<sub>20:5</sub>)

Fig. 16 Structures of hemolysin - 1 and hemolysin - 2 from *A. carteri* and proposed structures of hemolysin *C. polylepis* and *G. aureolum*

*Gyrodinium spirale* is a relatively large cell (40-200  $\mu$ m) without photosynthetic activity, capable of catching live prey, widespread in many seas, including the European Atlantic coast and also the Mediterranean coast of France. In the Thau lagoon (brackish water) in 1985 this dinoflagellate caused the wiping out of 600 tons of mussels and 10 tons of oysters; however, there were no biotoxins present, and neither were biointoxication cases in man reported (Tournier and Guillon, 1985). *Gyrodinium spp.* represent, during the summer, the most abundant species of the dinoflagellate fraction in the Gulf of Trieste (Cabrini et al., 1989)

### 6.1.2 Prymnesiophyceae

#### Genus PRYMNESIUM

Another toxin of great interest is that produced by a yellow-brown alga *Prymnesium parvum*. This alga grows in areas of brackish water and sea water and produces a toxin that is lethal for fish and gill-breathing animals in some European countries and Israel (Shilo and Aschner, 1953; Shilo and Rosenberger, 1960; Shilo, 1967). Israeli research workers have used various biological methods to show that the toxin has a multiple action and produces three different effects: ichthyotoxic, haemolytic, and cytotoxic. The toxin inhibits the transfer of oxygen through the gill membranes and is one of the major problems of commercial carp farming in Israel (Shilo, 1967).

Initially, there is a reversible specific damage to gill tissues, consisting of the loss of their selective permeability, followed by a second stage leading to mortality, as a response of sensitized fish to non specific toxicants present in the environment in concentrations sublethal to normal fish (Shilo, 1967).

The studies on the purification and analysis of *Prymnesium* preparations have shown that the active principle (prymnesin) is a glycolipid of high molecular weight ( $23,000 \pm 1,800$ ). The skeleton of its structure is a polysaccharide containing about 100 hexose molecules composed of glucose, mannose and galactose in a 2:1:1 ratio. In this polysaccharide 26 hydroxyl groups are esterified by four long chain fatty acids.

The various biological activities connected with prymnesin probably result from interactions with the cell membrane. It is presumed that prymnesin is attached to biological membranes and the resulting rearrangement of the membrane makes it permeable and loose.

Ulitzur and Shilo (1970) using a different separation technique, obtained a second toxin called "toxin B" which had 15 amino acids and a number of unidentified fatty acids. In contrast to prymnesin, toxin B resembled a proteolipid. It had six haemolytic factors.

#### Genus CHRYSOCHROMULINA Lackey

Also, the extensive flowering of the *Chrysochromulina polylepis* in 1988, along the coasts of Denmark, Sweden and Norway, which reached a maximum concentration of 50-100 million cells/litre, and which caused massive invertebrate and fish mortality both in the natural state and in farming, has opened up new health and economic problems for the European seas (Undertal et al., 1989). It must be noted that blooms of the *C. polylepis* are considered today to be an example of marked nutrient increase on coastal areas and therefore one of the characteristic parameters of anthropogenic eutrophication. The ichthyotoxins produced by this prymnesiomonadine is a glycolipid: monoacyl-digalactosylglycerol, whose fatty acid is a C 18:5 or 20:5 (1-acyl-3- digalactosylglycerol) (Yasumoto et al., 1990).

#### 6.1.3 Raphidophyceae (Chloromonadophyceae)

##### Genus CHATTONELLA

Some chloromonadines also produce ichthyotoxins. *Chattonella antiqua* and *C. marina* are responsible for damage along the Japanese coast. It has been considered that their ichthyotoxic action can be due to the polyunsaturated fatty acids (Lassus, 1988).

The chloromonadines too, constitute for the European seas, and in particular the Mediterranean potentially ichthyotoxic phytoplanktons. As far as *Chattonella subsalsa* is concerned, in the 1960s this species was responsible for a fish kill along the Mediterranean coasts of France and Spain and for a bloom of 2,000,000 cells, in the Port of Algiers in 1956 (Hollande and Enjumet, 1957) and in the Port of Barcelona in 1968 (Margalef, 1968), and similarly in the Bay of Villefranche-sur-mer in 1961 (Tregouboff, 1962).

#### 6.1.4 Dictyochophyceae (= Silicoflagellates)

##### Genus DICTYOCHA

The number of species of silicoflagellates in existence which are toxic to fish is probably only three. These organisms were abundant in the secondary era. The first cases

of red tide produced by these silicoflagellates were described in Japan in 1955. After 1983, numerous cases of silicoflagellate red tides were described in Europe, not only at Kiel (Jochem, 1987), in the Kattegat (Aertebjerg and Borum, 1984), in Ireland (Doyle *et al.*, 1984; Gowen, 1984) but also in the Mediterranean in the north-east of the Adriatic (Gulf of Trieste) (Fanuko, 1989).

The damage is attributable either to O<sub>2</sub> deficiency or to irritation of branchial apparatus by silicious structures, because a toxic substance has not been demonstrated to be present.

In 1983 it was discovered that *Dictyocha speculum* occurs also in the naked stage (characteristic of cell proliferation) and this stage is thought to be responsible for a fish kill in south western Denmark.

#### 6.1.5 General tests on the toxicity of phytoplankton

To investigate the presence of biotoxins acting on marine animals when discoloured water red tide or mucilaginous aggregates occurs, various laboratory tests can be performed.

##### (a) Qualitative and quantitative determination of the phytoplankton

The qualitative and quantitative determination of the phytoplankton can be performed using Millipore filters (Margalef, 1969) and Utermöhl's method (1958). In the qualitative analysis of the phytoplankton particular attention must be paid to the species of the classes that produce ichthyotoxins: *Dinophyceae*, *Prymnesiophyceae*, *Raphidophyceae*, *Dictyochophyceae*.

##### (b) Acute toxicity tests on fish using samples of water and phytoplankton extracts

###### (i) Tests on affected fish from areas of water or sea discoloured by phytoplankton blooms

Affected fish can be brought to the laboratory from their natural environment (brackish or sea water) in the water in which they were caught and then transferred and divided into equal numbers in suitable 10 litre continually aerated tanks containing: a) the discoloured water under test, and b) artificial control water. If all the fish kept under the two conditions recover and continue to live for 96 hrs it can be concluded that the disease or mortality in the natural environment was due to simple O<sub>2</sub> deficiency. If only the fish in tank a) die even with significant oxygenation, then biotoxins can be present. If some fish die in both tank a) and tank b) (control), it means that irreversible lesions (and branchial clogging) had occurred. In this type of screening it can also be useful to make preliminary tests for NH<sub>3</sub> and H<sub>2</sub>S in the water, as their presence accompanies conditions of anoxia.

###### (ii) Effect of the acute toxicity of discoloured water on healthy fish in the laboratory

Because of its euryhaline characteristics, *Mugil cephalus* can be very useful in examining sea water samples of varying salinity. In this case also, the times of any deaths in the fish in the "discoloured water" tanks are observed. The absence of mortality over a 96 hrs period suggests that no water soluble biotoxins are present, whereas a high mortality suggests their presence. With a high mortality rate the type of phytoplankton must be considered, and investigations are started on the extraction or isolation of the biotoxins.

**(c) Acute toxicity tests on mice using samples of water, phytoplankton and mussels extracts**

**(i) Direct extraction of biotoxins from water and phytoplankton**

The biotoxins can be water or fat soluble. The water soluble toxins can be in solution as well as in the phytoplankton cells; the fat soluble toxins are found only in the cells or in particulate matter. At first the concentration of the phytoplankton can be attained by filtration using Millipore filters or centrifugation. In the case of the fat soluble toxins from *G. breve*, direct extraction with ethyl ether (McFarren *et al.*, 1965; Cummins *et al.*, 1968) from 2-16 litres of sea water makes it possible to demonstrate the presence of the biotoxins by evaporating the ether extract and injecting the lipid fraction intraperitoneally into mice of 19-23 g (Cummins *et al.*, 1968). For a more general assay of the toxicity in mice, it is possible to use either filter extracts or the residue after centrifugation. However, to carry out more detailed studies on the chemical nature of the toxin, it is necessary to use an appropriate plankton net to collect sufficient quantities of phytoplankton for application of the techniques for extracting water-soluble (AOAC, 1970) and fat soluble toxins (McFarren *et al.*, 1965; Scheuer *et al.*, 1967; Bagnis *et al.*, 1974).

**(ii) Concentration of the biotoxins by *Mytilus galloprovincialis* or *M. edulis*.**

Another very useful method for demonstrating or excluding the presence of biotoxins of the PSP and NSP type in discoloured sea water is to filter the sea water in 100 litre tanks containing healthy mussels over a period of several days until the water becomes transparent or clean, and, if necessary, this can be repeated for a week (Viviani, 1977a). The biotoxins of the water soluble (AOAC, 1970) and fat soluble type (McFarren *et al.*, 1965) are extracted from the mussels and assayed in mice.

**(d) Haemolysis test of extracts obtained from the algal waters or mussels on mouse blood cells**

Bioassay using fish usually requires relative large amounts of samples, as the test materials should be dissolved in relatively large volumes of water to keep test fish. In addition dose-survival time responses of fish are often fluctuant. In order to surmount difficulty and use a rapid and sensitive bioassay method a haemolytic test for screening ichthyotoxins this has been applied. In fact many ichthyotoxins such as those of *Prymnesium parvum* (Shilo, 1967), *Amphidinium carteri* (Yasumoto *et al.*, 1987), *Chrysochromulina polylepis* (Yasumoto *et al.*, 1990; Edvardsen *et al.*, 1990), *Gyrodinium aureolum* (Yasumoto *et al.*, 1990) and maitotoxin of *Gambierdiscus toxicus* (Nakajima *et al.*, 1981) are potent haemolysins. Also mussels accumulate the haemolysins. Mussels exposed to a *C. polylepis* bloom displayed a higher haemolytic activity than non contaminated mussels (Yasumoto *et al.*, 1990). The discoloured water, red tide or mucilaginous aggregates could be screened for the presence of bioactive compounds using haemolytic tests. To this end the extracts obtained from the marine waters or mussels dissolved in chloroform were purified. After purification, haemolytic tests were carried out using mouse blood.

6.1.6 Studies on ichthyotoxic components of phytoplankton in the Mediterranean sea

Acute toxicity tests on fish

Using acute toxicity tests on *Mugil cephalus* with samples of marine water and

phytoplankton extracts it has been possible to demonstrate the absence of biotoxins with acute ichthyotoxic effects during the "green tide" produced by *Gymnodinium corii* along the coast of Emilia-Romagna during 1976 (Viviani, 1977a). Water with blooms of *Prorocentrum micans* (Viviani, 1977a) and of *Gonyaulax polyedra* (Viviani et al., 1985) has also been demonstrated to be non-toxic.

#### Haemolysis test

The first studies on haemolytic and cytotoxic effect of ichthyotoxins and the analysis of toxic components are those of Israeli research workers (Shilo, 1967). It has been shown that the relationship between the different toxic activities can vary with different growth conditions of the *Prymnesium parvum* and that some of the haemolytic activity can be selectively removed from the phytoflagellate preparations by absorption on erythrocytes. Particularly interesting is the differential inactivation of the various toxic activities by alkalis and light. Although alkali rapidly inactivates the haemolysin which acts at 35EC, a haemolysin active at 8EC is only mildly affected (Shilo, 1967).

#### Polyunsaturated C 18 and C 20 fatty acids analysis

In the Mediterranean sea, instances of fish kill due to glycolipids and unsaturated fatty acids of phytoplankton origin have not yet been described. Previous research did however show that in the Adriatic there are phytoplankton which synthesize the fatty acid C 18:4 which, according to present knowledge has ichthyotoxic and haemolytic properties. Indeed, in the stomach contents of *Clupea sprattus* the presence of this fatty acid was demonstrated in the field of research on the relationship between fatty acids contained in diatoms and dinoflagellates, and their presence in the tissues of plankton-feeding fish in the Adriatic sea (Viviani et al., 1968).

When discoloured water, red tide or mucilaginous aggregates occur in a health and environmental monitoring programme for the presence of ichthyotoxic substances it is necessary to analyze by gas-chromatographic methods the fatty acids of total lipids not only in marine waters, but also in mussels and in the stomach contents and tissues of plankton-feeding fish.

Significant levels of the polyunsaturated fatty acids C 18:4, C 18:5, C 20:5 could be the first screen before haemolysis tests, chromatographic and mass spectral data.

### 6.2 Damage to communities and the ecosystem by harmful algal blooms

The dystrophic effects which occur in the Mediterranean after eutrophication are generally caused by oxygen deficiencies in the bottom waters. A detailed description of the cases reported is given in chapter 5, but it is worth drawing attention to the North Adriatic, where the regular occurrence of widespread, persistent oxygen shortages has led to profound modifications in the benthic communities and ecosystem.

These modifications have been highlighted by research carried out in the Gulf of Trieste (Stachowitsch, 1984) and in the North-West Adriatic off the coast of Emilia-Romagna (Crema et al., 1991; Rinaldi et al., 1993).

Laboratory research into the effects of oxygen deficiency has been performed using bivalves typical of the Northern Adriatic (De Zwaan et al., 1992).

### 6.2.1 Effect of oxygen deficiency on the benthic communities in the Gulf of Trieste

The detailed in-situ observations in the Gulf of Trieste in 1983 (Stachowitsch, 1984) were able to detect individual behaviour patterns and the sequence of mortality of benthic species due to oxygen deficiency, and will be used as a basic framework for comparing data of benthic community deterioration in the seas.

The animal groups chosen include sponges, polychaetes, anemones, bivalves, crustaceans, echinoderms and fish.

#### Sponges

A characteristic feature in the Gulf of Trieste was a mucus layer covering sponges and other sessile macroepifauna organisms. All sponges had died within the first two days after the onset of community deterioration. Sponges (35% of total biomass in the community investigated) are a major component of the multi-species clumps typical of the deeper Gulf.

#### Polychaetes

The large polychaetes *Eunice aphroditois* and *Dasybrancus caducus* emerged on the second and third days after the first signs of community stress: most individuals were dead on day 4.

#### Anemones

Both in the Gulf of Trieste and in the Limfjorden, anemones were the most resistant to oxygen depletion. *Calliactis parasitica*, normally found attached to hermit crab shells in the gulf, detached on days 3 and 4 and could be observed lying on the sediment with tentacles extended. After one week, however, virtually all species, including the large *Cerianthus sp.*, had died.

#### Bivalves

In the Gulf of Trieste the first signs of stress in bivalves were pointed out in *Cardium sp.* accompanied by extension of the siphons. Similar behaviour was recorded in Limfjorden, where the siphons of *Cardium edule* and *Syndosmya alba* stretched a few cm above the sediment, those of *Mya arenaria* 10-20 cm above the black mud (Jørgensen, 1980). This was followed by the critical condition of these species (the siphons of *Mya* extending 20-30 cm above the bottom). These bivalves were considered to be able to survive for an additional week in this state. However, substantial early losses of *Mytilus edulis* were reported in dense beds on the soft mud due to extremely high respiration even under normal conditions, coupled with H<sub>2</sub>S sensitivity.

#### Crustaceans

In addition to the early mortality of small shrimp and the crabs *Pilumnus spinifer* and *Pisidia longicornis* associated with sponges, a number of larger forms were affected both in the Gulf and in the other areas under consideration here.

The first signs of unusual conditions were various reports of lobster (*Homarus americanus*) leaving their shelters and gathering on the highest parts of shipwrecks, a phenomenon paralleled by thousands of dead lobsters outside their dens and aggregated on the highest parts of outcrops in the North Adriatic Sea (Stefanon and Boldrin, 1982).

Living, moribund and dead *Squilla mantis* were on the sediment during the day and several individuals were observed swimming freely several metres above the bottom (Stachowitsch, 1984).

### Echinoderms

Echinoderms, a major component of the macroepibenthos in the Gulf of Trieste, showed a variety of behavioural modifications before death in the 2-3 days after the first signs of stress.

On the second day, the sea star *Astropecten aurantiacus* was observed on mounds with greatly extended discs. This stress reaction characterized by a gas-filled stomach was also observed in Emilia-Romagna Region Italy, near Cesenatico (Rinaldi *et al.*, 1993), and it was followed on the third day by overturning individuals. *Amphiura chisjei*, the echinoderm species last to succumb, was aggregated in large numbers on the tops of mounds. All individuals of the epibenthic holothurian *Holothuria tubulosa* were found eviscerated on the first day, with death taking place on days 2 and 3. On day 1, the burrowing form *Thyone fusus* emerged from the sediment.

### Fish

In the Gulf of Trieste, small benthic fish were also affected on the first day. Great numbers of dead gobiids *Gobius jozo* as well as juvenile trachinidae and small flatfish were found dead on the sediment surface.

In the 1977 mortality event, these fish were concentrated at the core of the affected area, resulting in increased catches of fish normally not caught together (Stefanon and Boldrin, 1982).

#### 6.2.2 Effect of the oxygen deficiency on the benthic ecosystem of the North-West Adriatic

It is difficult to quantify the effects of the oxygen deficiencies on the stocks of bottom-dwelling fish because of the intensity of the fishing activities to which they are subjected. However, *Hippocampus antiquorum* and *Trachinus draco* are amongst the fish species which have disappeared or become much rarer, on which fishing practices have had only a negligible effect.

The most significant observations were made on molluscs and crustaceans.

The following is a list of the species of molluscs and crustaceans which have gradually become rarer (marked RA) or have actually disappeared (marked DS), since 1975. The observations refer to the area of sea off the coast of Emilia-Romagna, up to 20 km off shore (Rinaldi *et al.*, 1993).

### Molluscs

#### Gasteropods

<i>Aporrhais pes-pelecani</i> (L.)	RA
<i>Turritella communis</i> Risso	RA
<i>Spheronassa mutabilis</i> (L.)	RA
<i>Trunculariopsis trunculus</i> (L.)	DS
<i>Murex brandaris</i> (L.)	DS



<i>Naticarius millepunctatus</i> (Lamarck)	RA
<i>Naticarius hebraeus</i> (Martyn)	DS

### Scaphopods

<i>Dentalium inaequicostatum</i> (Dautz.)	RA
---	----

### Ophistobranchs

<i>Acteon tornatilis</i> (L.)	DS
<i>Philine aperta</i> (L.)	RA

### Bivalves

<i>Chlamys glabra</i> (L.)	DS
<i>Acanthocardia aculeata</i> (L.)	RA
<i>Acanthocardia paucicostata</i> (G.B. Sowerby)	DS
<i>Macra corallina</i> (L.)	RA
<i>Spisula subtruncata</i> (Da Costa)	RA
<i>Ensis siligis minor</i> (Chenu)	RA
<i>Solen marginatus</i> (Pennant)	RA
<i>Angulus tenuis</i> (Da Costa)	RA
<i>Tellina fabuloides</i> (Monterosato)	DS
<i>Tellina nitida</i> Poli	RA
<i>Tellinella distorta</i> (Poli)	RA
<i>Donax semistriatus</i> Poli	DS
<i>Donax trunculus</i> L.	DS
<i>Abra alba</i> (Wood)	RA
<i>Pharus legumen</i> (L.)	RA
<i>Chamelea gallina</i> (L.)	RA
<i>Dosinia lupinus</i> (L.)	DS
<i>Venerupis aurea</i> (Ghelin)	RA
<i>Mysia undata</i> (Pennant)	DS
<i>Barnea candida</i> (L.)	DS
<i>Thracia papyracea</i> (Poli)	DS

### Crustaceans

<i>Dorippe lanata</i> (L.)	DS
<i>Corystes cassivelaunus</i> (Penn.)	DS

The effects on cetaceans and seabirds were different.

The drastic reduction in the occurrence of dolphins (*Tursiops truncatus*) off the coast of the North-West Adriatic is probably due to the variations in organoleptic characteristics (colour, odour and taste) and the loss of transparency caused by eutrophy. Once common even in the waters close to the shore, nowadays they can only be encountered (although sometimes in large numbers) over 10-20 miles from the coast. It seems that rather than a drop in numbers of these creatures we are witnessing a tendency for them to keep away because of a worsening in the condition of the waters, which before the '60s were certainly in a much better state than now.

In contrast, it seems that the seabirds (gulls in particular) seem to be benefiting from the situation: when the benthic fish come to the surface gasping for oxygen before dying, flocks of gulls (*Larus ridibundus* and *Larus argentatus*) gather in the area. It is well known that the numbers of these species are growing because of their ability to adapt in an opportunist way to various forms of human activity (fishing, agriculture and landfills), causing damage to more "delicate" species, particularly during the breeding and migration seasons. The way in which they interfere with and even prey on the eggs and nestlings of species such as oyster catchers (*Haematopus ostralegus*), avocets (*Recurvirostra avosetta*) etc. which nest in areas adjoining or overlapping with those of the herring gull (*L. argentatus*) is in fact well known.

### 6.2.3 Immature macrozoobenthic community along the coast of the Emilia- Romagna region

The macrozoobenthic community in the northern Adriatic Sea, south of the Po river, along the coast of the Emilia-Romagna region, was sampled in 1985 (Crema et al., 1991). The sampling site was in the centre of a highly eutrophied area with greatly increased intensity and frequency of dystrophic events over recent decades. The sampled community differs from all those described in the same area in a period (1934-1936) (Vatova, 1949) previous to the current degree of eutrophication. Large abundances of species indicative of unstable bottoms, such as the bivalve *Corbula gibba* and the polychaete *Lumbrineris latreilli* were recorded.

The recent biocenosis is characterized by a large abundance of *Corbula gibba*, a species typical of the transition zone between detrital and muddy bottoms. Its dominance is of particular interest. In fact, *Corbula gibba* is known to be a pioneer species in the recolonization of defaunated bottoms (Bonvicini Pagliai et al., 1985; Curini Galletti, 1987; Crema, 1989), and is prominent in subnormal zones in areas polluted or enriched by organic material (Ghirardelli and Pignatti, 1968; Pearson and Rosenberg, 1978; Bourcier et al., 1979; Russo, 1982).

This bivalve was also dominant, in association with *Lumbrineris latreilli*, in the Gulf of Fos, subjected to extensive dredging, and it has been included in a stock of species typical of unstable bottoms (Salen Picard, 1981).

Moreover, the community structural features indicate a state of immaturity, such as in early successional stage communities. The increased frequency of acute dystrophic events and consequent shortening of the time between consecutive disturbances is proposed as the cause of the modification of biocenosis, and its current structure and composition in the Northern Adriatic Sea, and in eutrophicated coastal areas of the Mediterranean.

### 6.2.4 Research in the laboratory and in the field on the resistance of bivalves to oxygen deficiency

De Zwaan et al. (1992) carried out laboratory survival tests to determine the resistance of benthic organisms to oxygen deficiency. In sea water where oxygen levels were reduced by bubbling through nitrogen, he performed tests on a number of bivalves endemic to the North-West Adriatic such as: *Chamelea gallina*, *Tapes philippinarum*, *Mytilus galloprovincialis* and *Schapharca inaequivalvis*. The 50% survival times of the individuals used demonstrated that the most resistant is *S. inaequivalvis* with 19 days, followed in decreasing order by *M. galloprovincialis* with about 16 days, *T. philippinarum* with 12 and finally *C. gallina* with about 6 days.

Observations in the field have shown that the mortality times of *C. gallina* and *S. inaequalis* are generally shorter than the times calculated in the laboratory (of the order of 40-50%).

The reasons probably lie in the combined effects of a number of factors, since as well as the oxygen deficiency there is the simultaneous action of substances of a toxic action such as hydrogen sulphide and ammonium, which are generally found in high concentrations in such situations.

### 6.3 Direct economic effects

#### 6.3.1 Effects on fisheries and coastal fish-farming in regions and subregions of the Mediterranean

The Mediterranean has always been considered an oligotrophic sea; only limited coastal areas and a number of secondary basins (such as the North-West Adriatic) are affected by high trophic levels because of the discharge of nutrients deriving from human activities.

The effects of eutrophication on the stocks of the species most highly prized by the fishing industry are extremely difficult to quantify, mainly fishing has contributed to the reduction in fish stocks recorded in the Mediterranean during the last twenty years.

Since in the Mediterranean there have so far been no reports of microalgae capable of synthesizing fish toxins, and that the cases of benthic fauna kills have always been caused by oxygen deficiencies in the bottom waters, a number of comments may be made:

- It seems that eutrophication has had no negative repercussions on offshore fish. On the contrary, their numbers should tend to increase because of the positive effects on primary productivity and on the trophic system in general. This reinforces the hypothesis that the reduction in stocks of offshore fish has been caused above all by overfishing showing no regard for breeding cycles. An example is provided by the North Adriatic, where during the last ten years there has been a considerable reduction in the numbers of sardines (*Clupea pilchardus*) and anchovies (*Engraulis encrasicolus*). As an example, Fig. 17 shows the trends for this Clupeiforms caught by fishermen from Cesenatico (Italy - North-West Adriatic). Although the data are of local reference, they are actually representative of the entire North-West area of this area.
- The situation with regard to the benthic organisms (invertebrates and vertebrates) which are fished is different. In the North-West Adriatic there have been many reports of kills of bivalves of commercial interest (*Venus gallina* and *Mytilus galloprovincialis* in particular) as a result of oxygen deficiencies induced by algal blooms. Negative effects have also been reported on *Sepia officinalis*, particularly in cases where the opening of the eggs has coincided with periods of oxygen shortage. The same occurs to the bottom fish (*Solea vulgaris*, for example), whose larval/immature stages tend to move into the coastal waters in spring and remain there until August. Therefore these species, like others with similar migratory behaviour, are particularly vulnerable to oxygen deficiencies on the seabed (Piccinetti, 1986; Mancini and Sansoni, 1986). However, even for the benthic fauna, although the linkage with algal blooms is clear, there are still large difficulties in discriminating between the damage caused by eutrophication and that derived from overfishing.

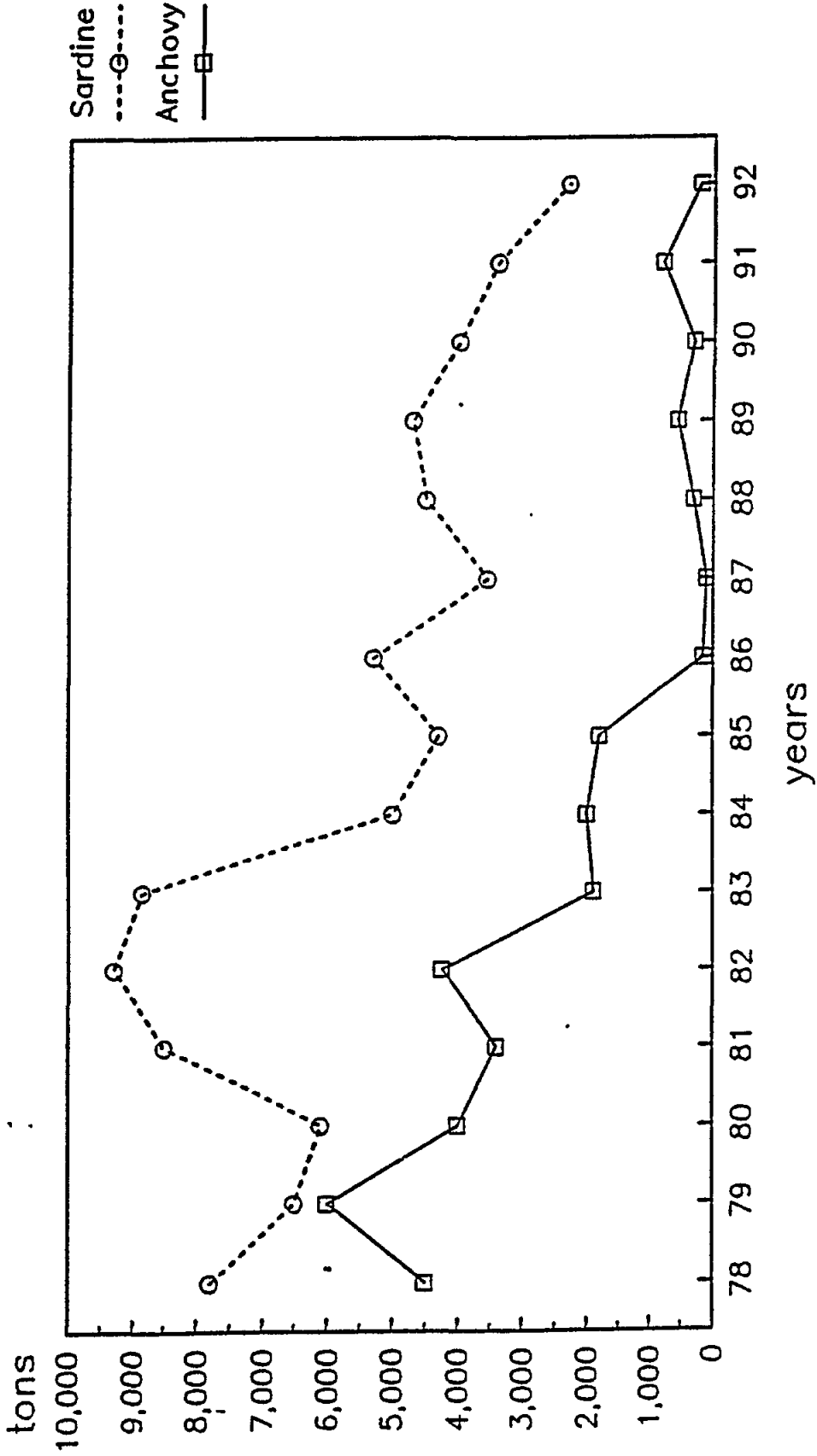


Fig. 17 Evolution of landings of sardines (*Sardina pilchardus*) and anchovy (*Engraulis encrasicolus*). Commercial fisheries data of the community of fishermen of Cesenatico (Northwest Adriatic)

### 6.3.2 Effects on tourism in regions and subregions of the Mediterranean Sea

During the summer, the coastal areas of the Mediterranean are visited by over a hundred million foreign visitors (one third of all international tourism), who spend their holidays there, attracted by the natural beauty and the leisure facilities, and also to a certain extent by the wish to admire the treasures of the ancient civilizations found throughout the Mediterranean area.

Since one of the main reasons for tourism is the promotion of health, any potential risks to the health of tourists are immediately important.

The bacteriological quality of the coastal waters was the first alarm signal for health, leading to plans for the study of subsequent intervention at an international level. In 1975 MED POL Phase I was approved in the framework of the Mediterranean Action Plan prepared by the governments of the countries which border the sea. In the context of this programme, the MED VII project is concerned with the quality control of coastal waters, and has been implemented in coordination with UNEP and the World Health Organization (Saliba, 1989).

The evaluation of the environmental impact of chemical pollutants has therefore acquired great interest; in fact, current estimates attribute 80-85% of the total chemical pollution of the Mediterranean to terrestrial sources. These chemical pollutants are today considered to be toxic trace metals (Cd, Pb, Hg etc.), non-metals (As), synthesized organic substances (for example DDT, PCB), hydrocarbons of petroleum origin and radionuclides, and nutrients (organic and inorganic compounds containing nitrogen and phosphorus) (Saliba, 1989).

Of the chemical pollutants, only the nutrients responsible for eutrophication may have a direct impact on tourism. In general there is little information for the Mediterranean on the effects of eutrophication on tourism.

The Italian part of the North Adriatic is the only area where tourist numbers have been monitored with some attention, because of the serious events that have occurred repeatedly over the last fifteen years, and the importance of tourism in the economy of this region.

The linear coastal area of the Emilia-Romagna region is a continuously developed strip of almost unprecedented compactness and uniformity. This urban agglomeration along the Adriatic coast has grown up from a few resorts established during the last century or the early 1900s, such as Cesenatico, Rimini, Riccione etc., all existing towns which developed tourism alongside their main activities (Chicchi, 1990; Benzi, 1990).

During the post-war years, the concomitance of mass demand for summer holidays with plenty of accommodation and skilled labour with only limited alternative employment in agriculture or industry, led to the gradual urbanization of the entire coastal strip, starting with expansion around the original points and eventually saturating every available space (Giordani, 1990 a-b).

In the summers of 1975 and 1976, large numbers of dead marine fauna, mainly bottom-dwelling fish, appeared on the foreshores of this linear coastal town (Bisbini, 1976; Turci, 1976; Viviani, 1976).

This environmental disturbance of unprecedented dimensions not only caused serious problems for the municipal authorities responsible for public health and keeping the beaches clean, but also had a severe psychological impact on the mass-media and those making their living from tourism (Goldoni, 1976).

The press, misled by the many illogical comments flying around, carried gloomy warnings of disaster, often blaming the fish kill on dangerous pollutants or highly toxic microalgae.

The Emilia-Romagna region was able to draw on all the research performed by the University of Bologna from 1966 to 1975 on heavy metals (Hg, Cd, Pb) and chlorinated hydrocarbons (DDT, PCB) contents in the tissues of molluscs and fish in the North Adriatic (Viviani, 1977b; 1988; 1989), which demonstrated levels incapable of inducing acute toxicity or causing mortality, as well as the initial results indicating the absence of algae toxic to fish. Thanks to this information, the authorities were able to rule out the existence of "dangerous pollutants" and fish toxins in the North West Adriatic.

These data directed public opinion towards the new concept of eutrophication, "coloured tides" and the consequent oxygen deficiencies.

After detailed investigations, the doubts disappeared and the true cause of the disaster was identified: the death of the benthic fauna was related to the oxygen shortage in the bottom waters due to the sedimentation of the phytoplankton biomass during mineralization (Turci, 1976; Viviani, 1977a).

How did tourism respond to these events? An analysis of tourist numbers does not seem to show any reduction in bummers as a consequence to the problem of "coloured tides" due to eutrophication. No one can deny that the availability of precise information has helped to shed light on the real causes of the phenomenon and the negligible level of the health risks involved.

The response of tourism to the problem of mucilages has been different. It should be remembered that this phenomenon has occurred in an invasive form in 1988, 1989 and 1991 (see chapter 5.2.5).

During July and August of these years, widespread masses of mucilaginous material tended to approach the coast, and in some cases the beach. Apart from the "dramatic" nature of the phenomenon and the large area affected (10,000 km<sup>2</sup> in summer 1989), long stretches of coastal water were unsuitable for bathing. This triggered social tensions and negative psychological effects, deriving mainly from the uncertainty over the future of the area's tourist industry. These worries were partly worsened by the lack of clear answers regarding the causes and mechanisms of formation of the phenomenon.

Although tourist numbers had consolidated during the previous years, in spite of a considerable loss of water quality because of the current algae blooms, the mucilages caused significant drops in visitor figures in 1989 and 1990 (Agertur, 1992) (see Fig. 18).

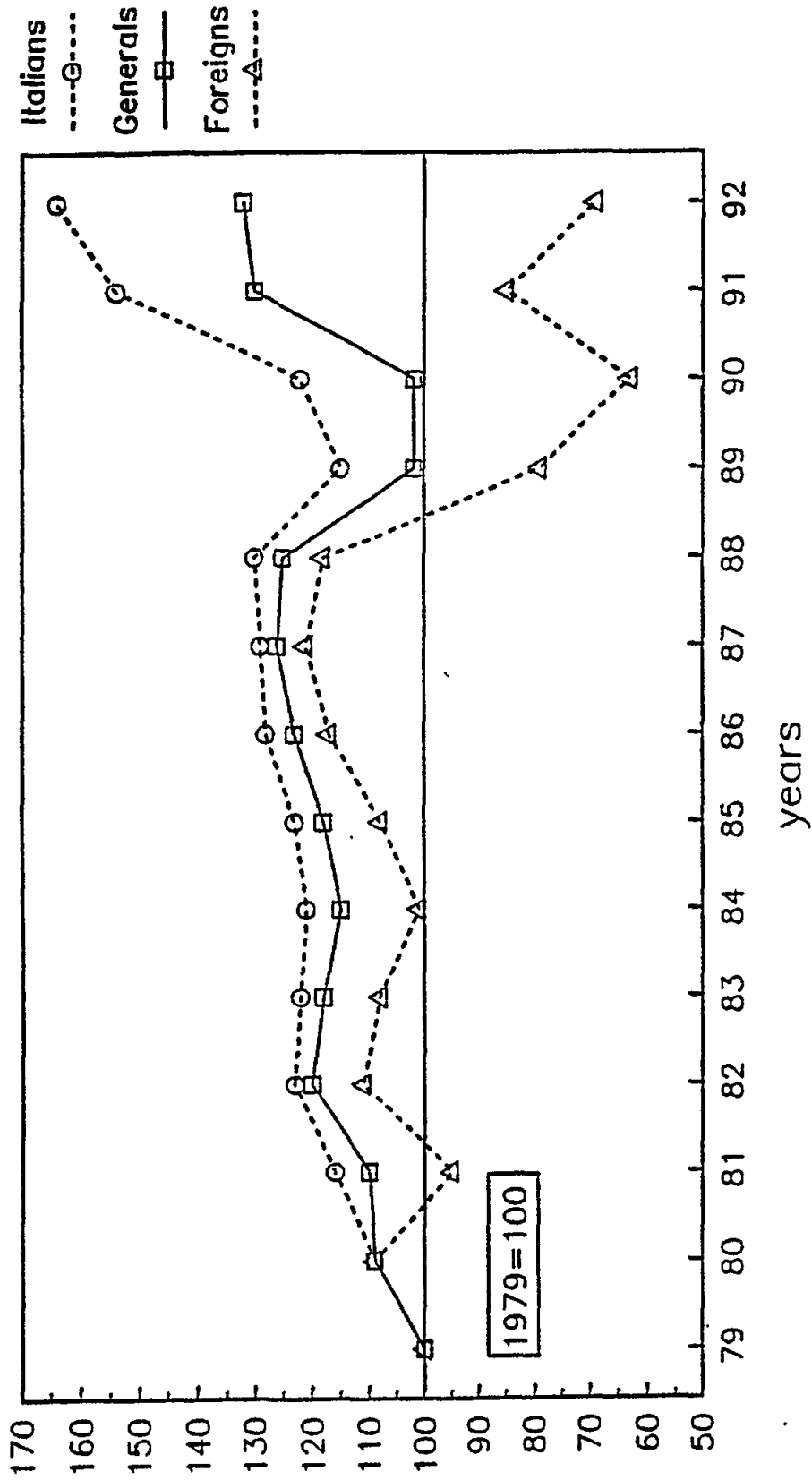


Fig. 18 Evolution of tourist arrivals along the coast of Emilia-Romagna (Data from Agentur, 1992)

## 7. HUMAN HEALTH ASPECTS

### 7.1 General facts on harmful algal blooms, marine biotoxins in seafood and human biointoxications

In this chapter the role played by the eutrophication phenomenon on human health aspects has been considered. Eutrophication phenomena in marine coastal water can today be explained on the basis of natural or anthropogenic causes. These causes may also be simultaneously present in the same areas.

The main characteristic which distinguishes the two types of eutrophication is the length of time before its appearance. Natural eutrophication is a relatively slow process (time scale  $10^3$ - $10^4$  years). Anthropogenic eutrophication which occurs more frequently in coastal areas due to man's contribution of nutrients appears in a short space of time, 10 years or less on a time scale.

In order to further clarify anthropogenic eutrophication, an important role is played by the eutrophic phenomena which have appeared in recent decades and will be studied together with the determined lengths of time for the occurrence of eutrophication owing to the creation of new urban settlements including touristic, zootechnic and aquaculture areas. The first and most important indices of natural and anthropogenic eutrophication phenomena are given by the visible characteristics of water: abnormal growth of macroalgae and/or increase in the phytoplankton biomass, which is indicated by the terms "colored sea" and "red tides". Undesirable effects and also sanitary problems in both types of eutrophication are often produced, but they may differ greatly in frequency and significance.

From data at present available it results that the man's health conditions can be affected through the digestive, respiratory and cutaneous apparatus, therefore eutrophication may have an environmental impact affecting coastal inhabitants, fishing workers and bathing. The information currently available indicates that some biotoxins are synthesized in the phytoplankton, in the phytobentos and in macroalgae and produce their effects on man as such or after being modified during metabolism in the food chain. The ingestion by man of biotoxins present in aquatic plants or animals produces disorder called biointoxication.

Biointoxication is differentiated from pathological conditions caused by food poisoning from virus and bacteria, radioactive contaminants, aromatic polycyclic hydrocarbons (PAH), toxic metals, persistent chlorinated hydrocarbons, parasites and allergies resulting from the consumption of fishing products. The seafood toxins are preformed toxins that are present in the product when it is taken from the marine environment. Although can undergo some transformations that can increase their toxicity, they do not propagate like bacterial contaminants. Sanitary treatment of sea food for eliminating bacterial contaminants and which largely deactivates the proteinaceous toxins produced by bacteria, is not reliable to destroy the marine toxins.

At present, toxins from blooms or red tide dinoflagellates are known to be responsible for four biointoxications: paralytic shellfish poisoning (PSP), neurotoxic shellfish poisoning (NSP), diarrhoeic shellfish poisoning (DSP), venerupin poisoning. Another biointoxication is due to a diatom bloom: "amnesic shellfish poisoning" (ASP). Also some marine green and red algae are responsible for human biointoxications. Pathologic phenomena in the respiratory tract are present in association with NSP. Other biotoxins produced by blue algae blooms have effects on the skin.



In regard to considering the harmful effects of algal blooms, it was suggested that toxic algal blooms fall into three categories: eutrophication dependent on a large number of cells; associated with a large number of cells but not with anthropogenic nutrient enrichment of coastal waters; toxicity associated with low cell numbers (as for *Dinophysis* blooms or *Alexandrium* cystes) (Smayda, 1990).

It is important to recognize that the various seafood toxin syndromes depend not only on natural nutrient enrichment of coastal waters or anthropogenic or due to agricultural runoff, aquaculture (anthropogenic eutrophication), but also on the dispersion of the resting cyst of toxigenic dinoflagellates by dredging, discharge of ship ballast water, or transplanting of shellfish.

In this chapter the attention is paid to PSP and DSP (the most widespread biointoxication from toxic marine dinoflagellates in the world and for which the EC is proposing health legislation such as tolerance limits and methods for official analysis) since these are today the known seafood toxin syndromes in the Mediterranean sea. In this chapter are also considered marine algae potentially toxic for seafoods and for respiratory or cutaneous symptoms of poisoning in the Mediterranean sea (*Prorocentrum minimum* and venerupin poisoning; *Nitzschia* spp. and ASP; Chlorophyta and Rhodophyta toxins; *Gymnodinium* spp. blooms; marine Cyanophyta blooms); and general effects on eutrophication, bacteria and human health.

From data currently available on PSP, DSP and other biointoxications attention is paid, on the basis of available literature, to: organisms producing toxins, chemistry of components, occurrence in the world, occurrence in Mediterranean, compromised seafood, detoxification in bivalve molluscs, methods of analysis, human intoxication and mechanism of action, tolerance levels and remark on safety. References documentation (general) and references cited are also reported.

## 7.2 The known seafood toxin syndromes in the Mediterranean sea

### 7.2.1 Paralytic Shellfish Poisoning (PSP)

In certain coastal areas oysters, mussels, clams and gastropod molluscs as well as some crustaceans and fish become toxic sporadically or constantly in some month of the year and produce in man a neurotoxic syndrome known as "paralytic shellfish poisoning" (PSP) (Shimizu, 1979; Steidinger and Baden, 1984).

#### 7.2.1.1 PSP-producing or potentially toxic dinoflagellates

In the sea world. The water-soluble toxins of PSP type (a family of closely related toxins known as saxitoxins) are produced in temperate water by members of the genus *Alexandrium* (Alam *et al.*, 1979; Taylor, 1984), also known as *Gonyaulax* or *Protogonyaulax*, including: *A. tamarensis* (*A. excavata*), *A. catenella*, *A. acatenella*, *A. fundyense*, *A. minutum* and *A. cohorticula*. The dinoflagellate recognized to be source of PSP toxins in tropical waters is *Pyrodinium bahamense* var. *compressa* (Taylor, 1984). Other dinoflagellates reported to produce PSP include *Gymnodinium catenatum* and probably *Cochlodinium* spp. (Krogh, 1989). *G. catenatum* collected for first time in Galician rias (Spain) in October 1976 and also in 1991 produces PSP toxins, but not brevetoxins (Estrada *et al.*, 1984). *G. catenatum* has a wide geographic distribution (Pacific coast of America, Japan, Australia, and the Atlantic coast of Spain) (Campos *et al.*, 1982; Hallegraeff and Summer, 1986; Hallegraeff *et al.*, 1987; Hallegraeff *et al.*, 1988) and also in the Mediterranean coast of Spain (Bravo *et*

al., 1990) and in Southern Tyrrhenian coast (Carrada et al., 1988; 1991). The dinoflagellates are propelled by two flagellae; some are bioluminescent. In addition to the motile form, such as *A. tamarensis*, they produce resting cysts (hypnozygotes), as a result of sexual reproduction. Thus there are two sources for contamination of shellfish with PSP: (a) motile cells of *Alexandrium* species; (b) resting cysts of *A. tamarensis* in the sediment-water interface; the latter example is thus not associated with a bloom phenomena.

Recent evidence indicates that bacteria present in *A. tamarensis* may be a source of saxitoxin (see 7.4.4).

In the Mediterranean sea. Species of the genus *Alexandrium* and strains of *Gymnodinium catenatum* producing PSP (Delgado et al., 1990; Bravo et al., 1990) or potentially toxic are present in the Mediterranean sea.

The monitoring of blooms of dinoflagellates in the Adriatic sea, occurring from 1970 on the ex-Yugoslav coasts, and from 1975 on the coasts of Emilia-Romagna, have focused on the existence of a potential danger for this area not only because the blooms are supported by species in the genera *Gonyaulax* and *Gymnodinium*, a group with many toxic species, but also because in August 1982 a new species appeared, similar to *Gonyaulax tamarensis* (Boni et al., 1983), a variety found in the Atlantic Ocean and in other seas, but never before found in the Mediterranean sea. This dinoflagellate was afterwards identified as *Protogonyaulax tamarensis* sensu Fukuyo (Boni et al., 1986) because of the presence of a ventral pore near the middle of the upper right margin of the first apical plate (now called *Alexandrium tamarensis* (Lebour) Balech) and linked in different zone of the world to PSP. This fact poses not only an ecological problem, but a health problem as well.

In 1985 in the same environment a new red tide was noticed caused by a species with resemblance to an *Alexandrium fundyense* Balech, since it lacked the ventral pore (Boni, 1992). After these data other *Alexandrium spp.* potentially toxic were found, but not in red tides, in the Adriatic sea and in the Gulf of Trieste: *A. cf. fundyensis*, *A. pseudogonyaulax*, *A. eusitanicus* (Honsell et al., 1992), *A. minutum* (Honsell, 1993). In May 1994 the presence of *Alexandrium minutum* (73.000 cell/l) in Northern Adriatic along the coast of Emilia Romagna was associated with simultaneous occurrence of PSP toxins (190 µg/100g of edible tissue) in mussels (Viviani and Poletti, 1994)

Before the discovery of *Alexandrium spp.* in the Adriatic sea, *A. tamarensis* had been found in the Northern Tyrrhenian but not in the red tide (Innamorati et al., 1989a-b). Also in the Gulf of Naples and Salerno *A. tamarensis*, *A. minutum* and *A. balechi* are present (Montresor et al., 1990). Only in the Gulf of Salerno *A. balechi* caused red tide. PSP toxicity of *Alexandrium spp.* in the Tyrrhenian sea is not known.

The first report of a bloom of *Gymnodinium catenatum* for the Mediterranean sea and for a coastal lagoon was observed in early September 1987 at Fusaro lagoon, located on the Southern Tyrrhenian coast (Carrada et al., 1988). Previous observations in the same lagoon (1985, unpublished data) indicate the presence of this species from June through September. Despite the lack of information regarding the PSP toxicity of its population, the presence of *G. catenatum* in the Fusaro lagoon may represent a possible complication for the reclamation programme aimed at restoring in the lagoon ecological conditions compatible with its century-long tradition (Roman times) in shellfish farming (Carrada et al., 1988). In the Mediterranean sea the first toxic bloom (PSP) of *G. catenatum* has been reported along the coast of Spain (Bravo et al., 1990) (see 7.2.1.4).

### 7.2.1.2 Chemistry of the PSP components

The 18 PSP components make up three groups: carbamate, N-sulfocarbamoyl, and decarbamoyl components (WHO, 1984) (Fig. 19). Generally, they have chemical properties comparable to saxitoxin. The carbamate toxins are the dominant components in shellfish, whereas the N-sulfocarbamoyl are the dominant group in dinoflagellate cells.

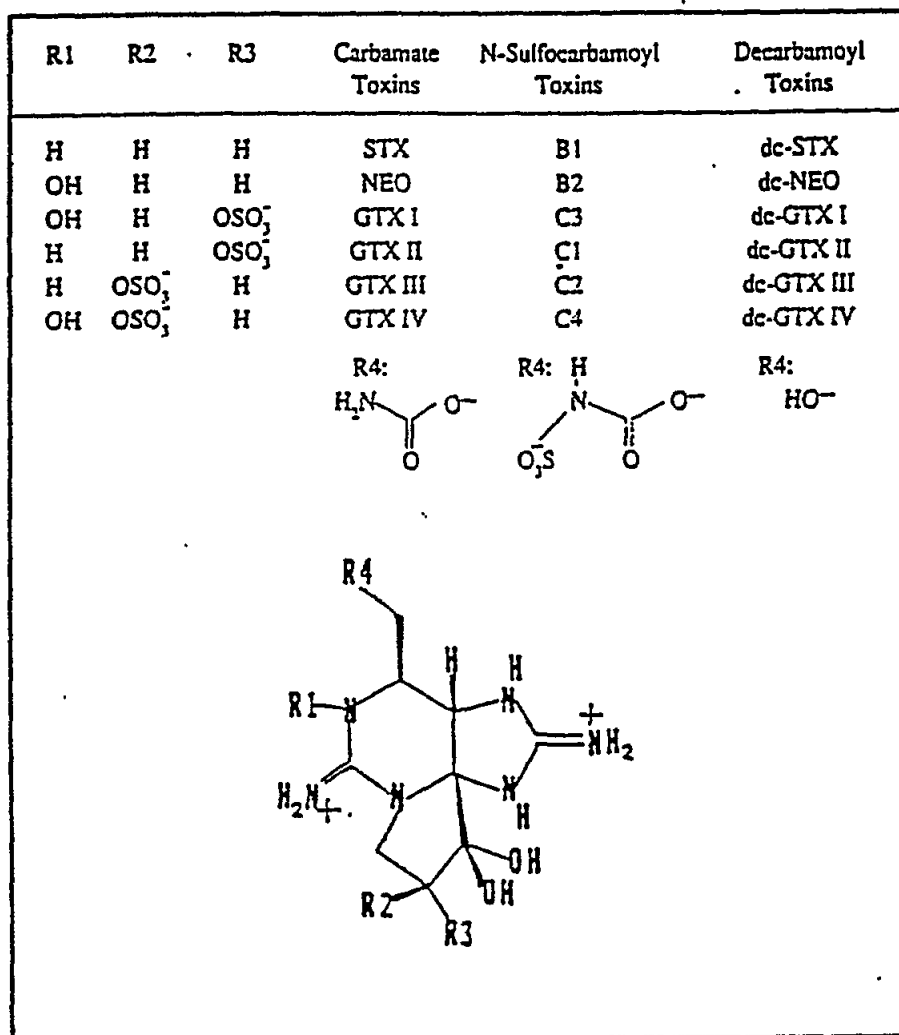


Fig. 19 Structures of 18 naturally occurring PSP components. STX: saxitoxin; NEO: neosaxitoxin; GTX: gonyautoxin

Stability of the toxins. Two reactions relating to the pH to which the toxins are exposed relate directly to the evaluation of analytical techniques. At a low pH (approximately < 2.0) the C-21 sulfo group is hydrolyzed from the sulfamate toxins to yield the corresponding carbamate form (i.e., B1 hydrolyzes to STX). High temperatures greatly accelerate the reaction, and quantitative conversion of the sulfamate toxins to their carbamate counterparts can be achieved in 5 min at 100°C at a pH of 2 or less (Hall *et al.*, 1980; Hall, 1991). Exposure of the toxins to elevated pH (>about 7) likewise has a degradative effect and may be due to the oxidative reaction. This alkaline reaction completely destroys their characteristics (Schantz *et al.*, 1961).

Ionic properties. Owing to the presence of several charge-bearing functional groups on the PSP toxin molecules, a variety of net charges are possible for the various toxins. By controlling the pH, it is possible to drastically alter the separation characteristics of the various toxins in ion-exchange schemes and conduct quantitative separation chemistries that otherwise would not be possible.

Chemical properties and toxicity. The specific toxicity of the various saxitoxins is reported in Fig. 20.

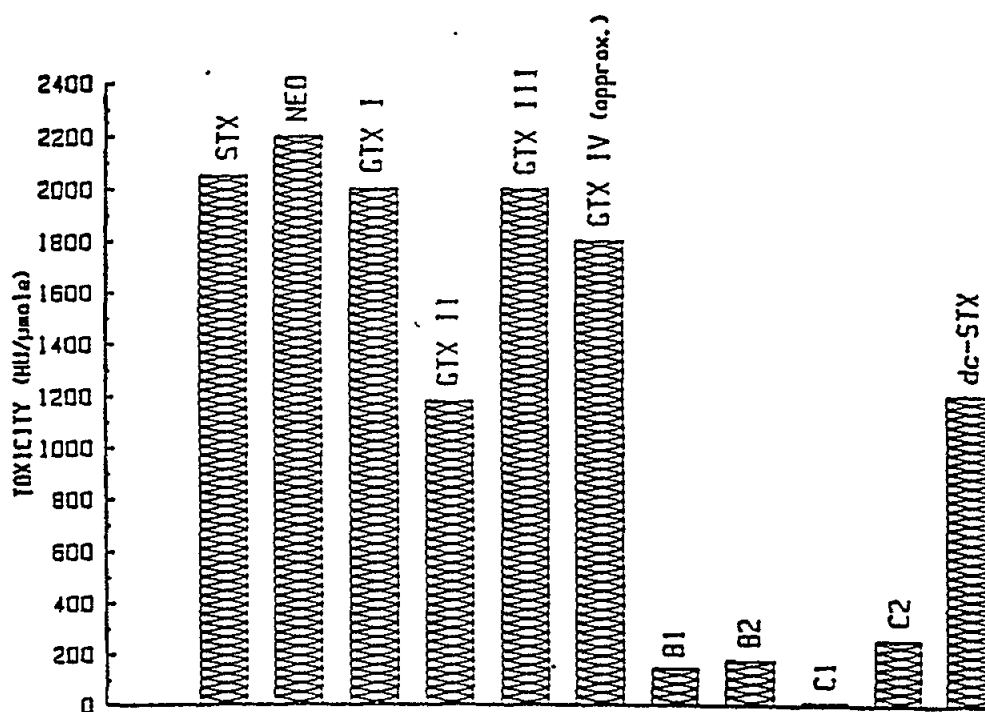


Fig. 20 Specific toxicity of the various saxitoxins. One mouse unit (MU) is the quantity of toxin needed to kill a 20-g mouse in 15 min. (From Sullivan *et al.*, 1988)

### 7.2.1.3 PSP occurrence in the world

PSP was recorded in Canada as long ago as 1793 and over the past 20 years has become common throughout the world. Between 1969 and 1983, 905 cases were documented, with 24 deaths. PSP is now being reported much more widely. In 1983, for example, PSP was recorded for the first time in the Philippines. It resulted in 21 deaths along with 300 cases of illness, and a ban extending for 18 months imposed on the harvesting and sale of shellfish. Countries with a long history of PSP are Canada, USA and several states bordering the North Sea. In Europe the first PSP-induced fatal cases in humans reported in the medical literature occurred in 1855 in Germany (Salkowski, 1885). In the Atlantic coast of Portugal, Spain, England, Norway and Faroe Island cases of PSP have been described since 1960.

Shellfish toxins associated with PSP have been demonstrated also annually since May 1968 when 78 people were affected after consuming mussels from the north-east coast of England (Ayres and Cullum, 1978). In October and November 1976, an epidemic of PSP

was recorded in Spain (63 cases), France (33 cases), Italy (38 cases), Switzerland (23 cases) and Germany (19 cases) (Viviani et al., 1977, 1978; Lüthy, 1979). This incident in western Europe was caused by mussels (*Mytilus edulis*) originating from Vigo and Pontevedra (Atlantic coast of Spain) (Lüthy, 1979). During the last two decades PSP has been observed in temperate and tropical areas throughout the world, with increasing frequency. It is not clear whether this is a true increase, or it results from improvement in surveillance, detection and reporting systems.

The introduction of toxic dinoflagellates into all seas of the world can be made through their cysts in the ballast water of vessels collected during a red tide. Episodes of PSP caused by red tides attributed to hypertrophication of terrestrial origin and to marine aquaculture in the last ten years are reported. So, for example, the population of Shatin and Tai Po in Hong Kong's coast has increased from 70,000 in 1973 to 600,000 in 1988, and an ultimate population by 1990 of more than 1 million is anticipated (Morton, 1989). The surface waters of the Tolo Harbour system, polluted by these cities and from agricultural waters have experienced a progressive increase in phytoplankton standing crop and in the incidences of red tides. The occurrence of red tides as well as fish kills due to red tides, algal blooms and oxygen depletions in Tolo Harbour have shown a progressive increase since 1979, and have become regular phenomena in recent years (Morton, 1989).

Paralytic shellfish poisoning (PSP) from *Protogonyaulax* toxicity levels in shellfish collected from Tolo Harbour have, on average, tripled from 1984 to 1987 (Morton, 1989). The intensification of aquaculture has also influenced the quality of the water leading to an increase of toxic phytoplanktonic blooms and of the appearance of cases of PSP (Mortensen, 1985; Eng et al., 1989; Phillips and Tanabe, 1989). This has occurred both in the coastal waters of the Atlantic and in countries of the Far East. In the Faroe Islands in 1984, the first proof was found that a relationship exists between aquaculture pollution and red tides caused by *Gonyaulax excavata*, which results in massive fish kills and cases of PSP in man after having eaten mussels from the same area (Mortensen, 1985). Similar cases have occurred in the Far East (Eng et al., 1989; Phillips and Tanabe, 1989). Management measures to mitigate deteriorating coastal water quality and the adverse environmental impacts of aquaculture development are now required as a matter of urgency.

#### 7.2.1.4 PSP in the Mediterranean sea

In 1989-1990 there are the first reports of PSP in shellfish in north-western Mediterranean. Routine toxicity testing of *Venus verrucosa* of Andalusian origin revealed rising levels of PSP toxins during January 1989. Toxin levels in the clam *Cytherea chione* reached 200 µg equiv. saxitoxin/100 g meat in February and collecting of shellfish was forbidden. Plankton samples taken along the coast between Malaga and Bahia de Algeciras just north of Gibraltar (the northern shore of the Alboran sea) an area subject to continuous inflow of Atlantic waters, revealed *Gymnodinium catenatum* in concentrations up to 3000 cells L<sup>-1</sup> in mid February. No other species were found (Bravo et al., 1990). A bloom of *Alexandrium minutum*, reaching concentrations up to 28 x 10<sup>6</sup> cells L<sup>-1</sup>, was observed in the harbour of S. Carles de la Rapita (northwestern Mediterranean) on 4<sup>th</sup> May 1989. During the following days, PSP toxicity was detected in mussels exposed to harbour waters and in mussels from the neighbouring bay of Els Alfacs, where extensive cultures of bivalves are located. In El Fangar, the other bay of the delta, *A. minutum* was recorded in lower concentrations and no toxicity was detected in mussels. Shellfish extraction was stopped in the delta region and no human illnesses occurred (Delgado et al., 1990).

#### 7.2.1.5 PSP compromised seafoods

Saxitoxin and related toxins which cause PSP usually have little effect on shellfish but are potent neurotoxins to vertebrates, including man, causing respiratory paralysis and death by asphyxia. PSP are a group of toxins produced by certain species of dinoflagellates, present in phytoplankton or in resting cysts. The toxins are taken up by predators feeding on plankton, such as bivalve mollusc, but also as fish plankton feed. Human exposure is brought principally about by consumption of PSP-containing shellfish which accumulate the toxins. The highest concentrations of PSP have been found in these digestive organs, but PSP is also present in other soft tissues. Since the sulfamate toxin is far less potent than its corresponding carbamate-sulfgroup it is easy to convert sulfamate to carbamate, the sulfamate toxins, when present in bivalves constitute a reservoir of latent or cryptic toxicity (Hall and Reichardt, 1984).

#### 7.2.1.6 PSP depuration of live stock of bivalve molluscs and of fish plankton feed

Owing to the importance of detoxification of toxic live shellfish, the effects of ozonation, thermal shock, cation exchange and chlorination have been studied on the biological process of detoxification (Viviani, 1981). Ozonation appears to be the most viable procedure to remove low levels of the toxins from soft-shell clams (Blogoslawski and Neve, 1979), but is ineffective when they have retained the toxins for long periods (White *et al.*, 1985). Several observations and studies in the past suggest that industrial processing (canning) may be a way of utilizing contaminated shellfish resulting in a pronounced decrease in PSP concentration (Viviani, 1981). In seafood a particular problem concerns finfish. Since finfish, unlike shellfish, are unable to accumulate the toxins in their flesh, there would seem to be no problem in terms of the suitability of fish plankton feed for human consumption, except possibly in instances where whole fish are consumed without processing (White, 1984).

#### 7.2.1.7 Methods of analysis for PSP

The most commonly employed methods is the mouse bioassay. All PSP components are measured by this procedure (Viviani, 1981; WHO, 1984). The biological analysis is based on the dose of PSP (expressed as the equivalent amount of saxitoxin), that provokes a fixed death time in mice (from 1 to 60 minutes) injected intraperitoneally with an acid-soluble extract of bivalve molluscs (Helrich, 1990; Hall, 1991). The mouse bioassay will be banned in Europe in the coming years due to the public outcry over the use of animal in testing. Identification of numerous saxitoxin derivatives during the last two decades has led to consider the mouse bioassay for PSP detection a not entirely satisfactory assay for potentially contaminated food sources in various PSP toxins. The development of assay procedures alternative to the *in vivo* animal bioassay has gained increasing support (Shimizu and Ragelis, 1979). An improved high pressure liquid chromatographic procedure (HPLC) for the PSP toxins has been developed by Sullivan and Wekell (Sullivan and Wekell, 1984).

At present a radioimmunoassay (RIA) and indirect enzyme-linked immunoabsorbent assay (ELISA) were developed only for the detection of saxitoxin but not for all PSP toxins (Carlson *et al.*, 1984; Chu and Fan, 1985). It appears that a relatively less expensive analytical method is needed, simple to use and which can be employed in the field, comparable to or better than the mouse bioassay in sensitivity and accuracy, and have the ability to cross react among all the toxins likely to be present in marine shellfish affected by PSP.

#### 7.2.1.8 Human intoxication: clinical toxicology

PSP causes a widespread inhibition of impulse-generation in peripheral nerves and skeletal muscles, by blocking the sodium channel, which may result in respiratory paralysis leading to death. Saxitoxin is one of the most lethal non-protein toxins known for man (fatal dose 1-2 mg) and approaches botulinum toxin in its lethal effects (Viviani, 1981; Steidinger and Baden, 1984; WHO, 1984). The symptoms of PSP usually appear in man in 30 min following the consumption of toxic bivalve molluscs: paraesthesia affecting the mouth, lips, tongue, and finger tips, profound muscular asthenia, inability to maintain an upright posture, ataxic gait, loss of balance. Other symptoms rapidly develop, including lightheadedness, disequilibrium, incoordination, weakness, hyperreflexia, incoherence, dysarthria, sialorrhoea, dysphagia, thirst, diarrhoea, abdominal pain, nausea, vomiting, nystagmus, dysmetria, headache, diaphoresis, loss of vision, a sensation of loose teeth, chest pain, and tachycardia (Auerbach, 1988). The gastro-intestinal symptoms in PSP due to *Alexandrium*, such as nausea, vomiting, diarrhoea and abdominal pain are less common or do not appear at all. Unless there is a period of anoxia, the victim will often remain awake and alert, although paralyzed. Up to 25% of victims expire from unsupported respiratory arrest within the first 12 hr. In milder cases, alcohol ingestion appears to increase toxicity (Acres and Gray, 1978). In the most severe forms, the clinical setting is dominated by a progressive muscular paralysis beginning from the legs, and this paralysis prevents standing and results in death due to respiratory paralysis. Consciousness is rarely compromised. In lethal cases the evolution is very fast and the death occurs within 8 hr on an average, due to respiratory or cardiocirculatory deficiencies. The prognosis is favourable in cases of survival in the first 12-24 hr (Auerbach, 1988). The mortality index is equal to about 8-10% in the paralytic syndrome due to molluscs (Bagnis et al., 1970; WHO, 1984).

#### 7.2.1.9 Mechanism of action

Ion channels in plasma membranes are primary targets of marine toxins. These channels are important regulators of a cell's physiology, and many of the pathophysiological effects of toxins arise from actions on ion channels. The voltage-gated Na<sup>+</sup> channel, as it exists in excitable cells, as an example of a receptor with multiple binding sites for different types of toxins. Occluders, activators and stabilizers are considered as modes for toxins binding to and acting directly on the ion channel. Saxitoxin acts by inhibiting the temporary permeability to Na<sup>+</sup> ions, and this has made a considerable contribution to the hypothesis that the Na<sup>+</sup> and K<sup>+</sup> ions move independently through the cell membrane by separate channels and not by a single common channel (Steidinger and Baden, 1984). At the molecular level all PSP toxins are water-soluble non depolarizing toxins (Catterall, 1980). The saxitoxin as guanidinium toxin is regarded a "blocking" agent that reduces the number of conducting Na<sup>+</sup> channels by occupying some site near the outer opening (Richie and Rogart, 1977). Saxitoxin binds to specific receptors in the nerve membrane in a 1:1 stoichiometry with high affinity ( $K_D = 2$  nM) (Catterall, 1979). The potent inhibition of ion flux is not due to a plugging phenomenon but is rather the result of a lid on the sodium channel, occupying a flat arrangement bound to the anionic surface of the membrane (Kao and Walker, 1982) (Fig. 21). The recent experiments suggest that this action is not independent of the presence of other toxins (Strichartz et al., 1987). So channels modified by lipophylic toxins have to be altered in respect to STX also.

#### 7.2.1.10 Therapeutical notes

In cases where humans eat saxitoxin-contaminated shellfish, symptoms appear within minutes of ingestion, while death can occur anywhere from 1-12 hr later (Kao, 1966; Halstead, 1978). This should give sufficient time to intervene with an injection of antiserum.

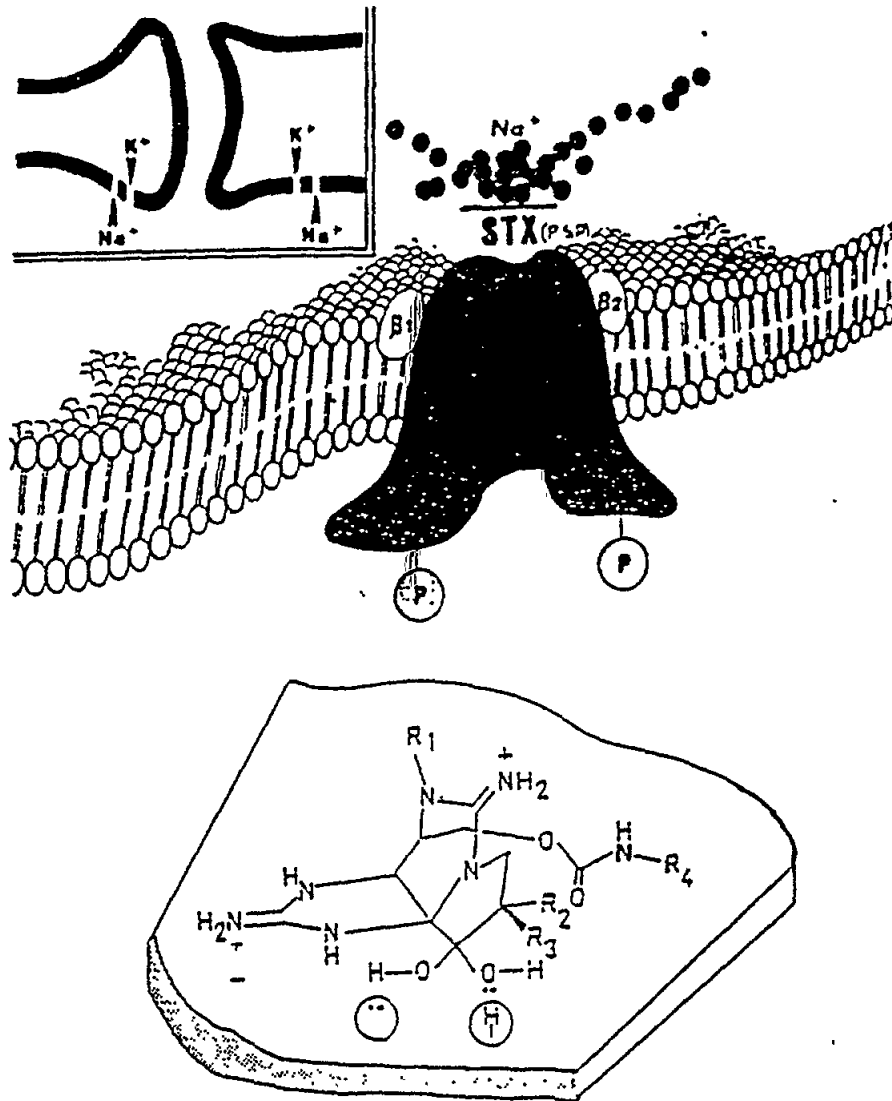


Fig. 21 The "lid" hypothesis of saxitoxin action on sodium channels (Shimizu, 1987): a saxitoxin-receptor model

Studies of Davio (1985) examined antiserum neutralization of saxitoxin in greater detail. The effect of antiserum injected i.v. must be essentially immediate, since saxitoxin injected s.c. normally kills mice within 5-10 min. While the data demonstrate that antiserum A can counteract saxitoxin *in vivo*, this particular antiserum may not be effective against the many other "saxitoxin-like" paralytic shellfish poisons produced by *Alexandrium* dinoflagellates and associated with toxic shellfish. Thus, a true antidote for the paralytic shellfish poisons must have a broader reactivity.

Current research is directed at the development of polyclonal and monoclonal antibodies directed against saxitoxin and neosaxitoxin, for the purposes of diagnosis and therapy. Since up till now effective antidotes against all biotoxins are not available, therapy



remains essentially symptomatic (Southcott, 1977; Auerbach, 1988). Therapy is supportive and based upon symptoms. If the victim comes to medical attention within the first few hours after ingestion, the stomach should be emptied with gastric lavage and then irrigated with 1 liter of a solution of 2% sodium bicarbonate. The administration of activated charcoal (50-100 g) and a cathartic (sorbitol, 30-50 g) makes empirical sense but is not documented as effective in the literature. Some authors advise against the administration of magnesium-containing solutions, such as certain cathartics, with the explanation that hypermagnesemia can contribute to suppression of nerve conduction. The use of neostigmine to counteract the curarelike effects is empirical (Auerbach, 1988). The greatest danger is respiratory paralysis.

The victim should be closely observed in the hospital for at least 24 hr for respiratory distress. Supplemental oxygen should be administered and mechanical assistance applied if appropriate. With prompt recognition of respiratory failure, endotracheal intubation and mechanical ventilation will prevent anoxic myocardial and brain injury (Auerbach, 1988).

Researches on antidotes for PSP are directed to natural active substances. In this respect during a red tide episode caused by *Pyrodinium bahamense* var. *compressa* in Western Samar, Philippines in 1983, those who were taken ill after ingesting the green mussel, *Perna viridis*, were reported to have taken coconut milk (gata, Pilipino) with brown sugar or unpurified sugar lumps (*tagapulot*, Pilipino) as a temporary palliative pending medical attention. Many victims felt relief after this drink. It has been demonstrated in mice that substances active in detoxification of *Pyrodinium* toxins are present in coconut milk and in brown sugar (Gacutan, 1986).

#### 7.2.1.11 Tolerance levels and remarks on safety

The Task Group of the World Health Organization recognized serious difficulties in establishing the dose associated with the appearance of signs and symptoms and death (WHO, 1984) with reference to bioassay of contaminated food. The human dose resulting in death ranges from 500 µg and up to 12,400 µg. The USA and Canada more than 30 years ago have adopted the tolerance level of 80 µg PSP/100 g (exercised on fresh shellfish at production site). In Europe most countries have adapted the 80 µg/100 g tolerance; however, within the European Community (EC), three countries, the Federal Republic of Germany, Italy (Ministero della Sanità, 1978) and The Netherlands have established a lower tolerance of 40 µg/100 g. During the PSP outbreaks in Italy in 1976, caused by imported mussels from the Atlantic coast of Spain, the lowest level causing symptoms was 566 µg/100 g (Viviani *et al.*, 1977; 1978).

The most recent PSP outbreak in Europe, published in the scientific literature took place in Norway in 1981. Eight out of 10 persons, who consumed mussels containing about 1600 µg, total PSP/100 g became affected. Two persons developed no symptoms of intoxication at all, having ingested an estimated total dose of 320 µg (Langeland *et al.*, 1984). Since the tolerance employed in USA and Canada (80 µg/100 g) is more than 10 times lower than the lowest level that has caused intoxications, as observed during the most recent PSP outbreak in Europe (Viviani *et al.*, 1977, 1978; Langeland *et al.*, 1984) in order to harmonize the PSP tolerance in the EC, it is recommended that EC adapt a tolerance of 80 µg PSP/100 g for shellfish. In relation to the common methods to be used, in addition to the bioassay method, the fluorometric HPLC procedure (Sullivan and Wekell, 1984) has been proposed, but the use of this procedure requires the availability of reference material for at least six PSP components (Krogh, 1987), and that kind of reference material is not yet commercially available. In addition, studies should be undertaken to elucidate PSP distribution in shellfish under several environmental conditions such as blooms of PSP-producing dinoflagellates and absence of dinoflagellates but presence of resting cysts.

## 7.2.2 Diarrhetic Shellfish Poisoning (DSP)

Diarrhetic shellfish poisoning (DSP) has become known only in recent years as a shellfish poisoning distinctly different from the paralytic shellfish poisoning (PSP) and neurotoxic shellfish poisoning (NSP) in both symptomatology and etiology (Yasumoto *et al.*, 1978). The clinical symptomatology is of gastrointestinal type, consisting of nausea, vomiting and diarrhoea, and unlike PSP no fatal cases have been reported (Yasumoto *et al.*, 1978; Krogh, 1989). The first studies on DSP were carried out in Japan and continued in Western Europe, in Italy and Canada.

### 7.2.2.1 DSP producing or potentially toxic dinoflagellates

In the sea world. In Japan *Dinophysis fortii* has been incriminated as the organism producing DSP toxins (Yasumoto *et al.*, 1980). On European Atlantic coasts other dinoflagellate species are involved in DSP intoxications: *Dinophysis acuminata* in Spain (Campos *et al.*, 1982); *D. acuminata*, *D. sacculus*, *Prorocentrum lima* in France (Paulmier *et al.*, 1984; Berthomé *et al.*, 1986); *D. acuminata*, *Prorocentrum redfieldii*, *P. micans* in The Netherlands (Kat, 1979); *D. acuminata*, *D. norvegica*, *P. micans* in Scandinavia (Krogh *et al.*, 1985; Granéli *et al.*, 1989). Until now, eight *Dinophysis sp.* have been shown to be toxic (DSP): *D. acuminata*, *D. acuta*, *D. fortii*, *D. mitra*, *D. norvegica*, *D. rotundata*, *D. sacculus* and *D. tripos* (Yasumoto, 1990; Sampayo *et al.*, 1990). Also other species of *Dinophysis* and *Prorocentrum* should be regarded as shellfish contaminant that may have caused diarrhetic poisoning.

In the Mediterranean sea. Various species of the genera *Dinophysis* and *Prorocentrum* are present in the Mediterranean sea. Many *Dinophysis* species are present in the Italian seas, but never form red tides (Rampi, 1951; Solazzi and Andreoli, 1971; Innamorati *et al.*, 1989a-b; Honsell, 1990). Some *Dinophysis* species have always been encountered in the Adriatic phytoplankton (Schroeder, 1911; Jørgensen, 1923; Ercegovic, 1936; Revelante *et al.*, 1984). During the DSP intoxication which occurred in 1989 (Boni *et al.*, 1992), the presence was noticed of *D. fortii*, *D. tripos*, *D. caudata* and another species similar to *D. acuminata*. In phytoplankton of the Northern and Central Adriatic sea were also observed *D. rotundata* Clap. et Lachm., *D. acuta* Ehrb., *D. diegensis* Kof. (Ammazzalorso *et al.*, 1991; Boni *et al.*, 1992, 1993; Della Loggia *et al.*, 1993; Lassus *et al.*, 1993). Many *Dinophysis* species are also present in the Tyrrhenian sea but DSP was never detected in the local shellfish. However it is not known whether the species *D. circumscuta* (Karsten) Balech, *D. infundibulus* Sch., *D. umbosa* Sch. and some others (Innamorati *et al.*, 1989 a-b) found in the Tyrrhenian sea are toxic or not.

In the genus *Prorocentrum*, *P. lima* (Ehr) Dodge is considered causative agent of DSP and also of ciguatera. This dinoflagellate has been found in the Tyrrhenian sea since 1978 (Innamorati *et al.*, 1989 a-b), and recently in the Adriatic sea, Grado-Marano Lagoon (Moro and Andreoli, 1991) and Gulf of Trieste (Honsell, 1992).

### 7.2.2.2 Chemistry of the components of DSP toxins

DSP toxins biosynthesis occurs in various species of *Dinophysis* (Yasumoto *et al.*, 1980; Kat, 1983; Underdal *et al.*, 1985; Lassus *et al.*, 1988; Kat, 1989; Marcaillon-Le Baut and Masselin, 1990) and in *Prorocentrum lima* (Murakami *et al.*, 1982). The chemically defined toxins, isolated from these dinoflagellates and mussels and in other bivalve shellfish fall into three structural classes, all being lipophilic compounds. The first (acidic toxins) consisting of okadaic acid, dinophysis toxin 1 (DTX-1) and DTX-3, the second (neutral toxins)

of pectenotoxins (PTX) 1, 2, 3, 6 and the third of yessotoxin (YTX) and 45-hydroxy yessotoxin (45-OH YTX) (Murakami *et al.*, 1982; Murata *et al.*, 1982, 1986; Yasumoto *et al.*, 1984; Kumagai *et al.*, 1986; Yasumoto, 1990; Yasumoto and Murata, 1990) (Fig. 22). Confirmation of toxigenicity of suspected species of *Dinophysis* was possible using high sensitivity of fluorimetric HPLC determination in small number of *Dinophysis* cells purified under a microscope by capillary manipulation (Yasumoto, 1990). *Dinophysis fortii*, *D. acuminata*, *D. acuta*, *D. norvegica*, *D. tripos*, *D. rotundata* were confirmed to produce okadaic acid or DTX-1. In addition *Dinophysis fortii* produced DTX-2, but not other DTXs (Yasumoto and Murata, 1990).

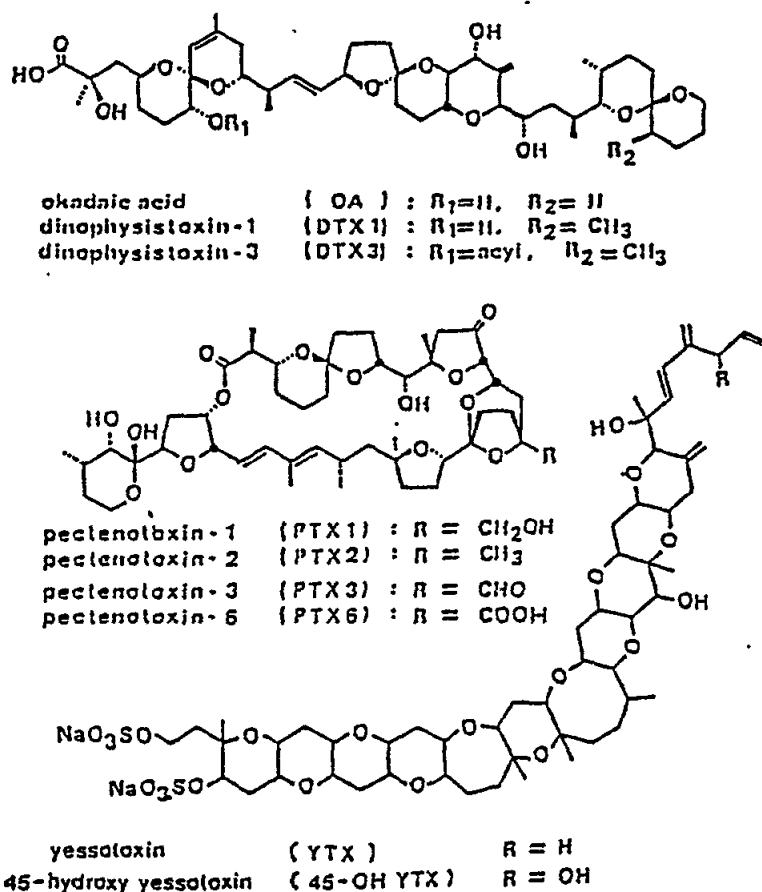


Fig. 22 Diarrhetic shellfish toxins (DSP)

The chemical properties and toxicity of DSP compounds are reported in Table 22. Only the acidic components (okadaic acid, DTX-1, DTX-3) have been shown to cause diarrhoea in experimental animal studies. The remaining four components have not been reported to have a diarrhoeagenic effect. Intraperitoneally administered in mice PTX-1 causes liver damage (Murata *et al.*, 1987).

Table 22

Toxicity and chemical properties of diarrhetic shellfish toxins  
(From Yasumoto et al., 1989)

Toxin	Mw(m/z)	Molecular formula	UV(nm)	20 á D	Toxicity <sup>1</sup>	Pathological effect
DA	804	C <sub>44</sub> H <sub>68</sub> O <sub>13</sub>	end <sup>2</sup> abs.	+23.0 ( <u>ca.</u> 0.34,CHCl <sub>3</sub> )	200	diarrheagenic
DTX1	818	C <sub>45</sub> H <sub>70</sub> O <sub>13</sub>	end abs.	+28.0 ( <u>ca.</u> 0.46,CHCl <sub>3</sub> )	160	diarrheagenic
DTX3	-	-	end abs.	-	<u>ca.</u> 500	diarrheagenic
PTX1	874	C <sub>47</sub> H <sub>70</sub> O <sub>15</sub>	236	+17.1 ( <u>ca.</u> 0.40,MeOH)	250	hepatotoxic
PTX2	858	C <sub>47</sub> H <sub>70</sub> O <sub>14</sub>	235	+16.2 ( <u>ca.</u> 0.05,MeOH)	230	hepatotoxic <sup>3</sup>
PTX3	872	C <sub>47</sub> H <sub>68</sub> O <sub>15</sub>	235	+2.2 ( <u>ca.</u> 0.19,MeOH)	350	hepatotoxic <sup>3</sup>
PTX4	874	C <sub>47</sub> H <sub>70</sub> O <sub>15</sub>	235	+2.1 ( <u>ca.</u> 0.19,MeOH)	770	hepatotoxic <sup>3</sup>
PTX6	888	C <sub>47</sub> H <sub>68</sub> O <sub>16</sub>	235	+37.1 ( <u>ca.</u> 1.49,CHCl <sub>3</sub> )	500	unknown
YTX	1186	C <sub>55</sub> H <sub>80</sub> O <sub>21</sub> S <sub>2</sub> Na <sub>2</sub>	230	+3.0 ( <u>ca.</u> 0.45,MeOH)	100	unknown
45-OH YTX	1202	C <sub>55</sub> H <sub>80</sub> O <sub>22</sub> S <sub>2</sub> Na <sub>2</sub>	-	-	<u>ca.</u> 100	unknown

- <sup>1</sup> Intraperitoneal injection to mice  
<sup>2</sup> No absorption maxima above 220 nm  
<sup>3</sup> Presumed from the toxicity of PTX1

### 7.2.2.3 DSP occurrence worldwide

Not all DSP outbreaks are accompanied by macroscopic blooms of *Dinophysis sp.* or *Prorocentrum sp.* The first studies on DSP were carried out in Japan and continued in Europe in which diagnostic investigations were made to differentiate gastrointestinal disorders caused by some foodborne bacteria and virus from DSP. In Japan more than 1300 cases of DSP intoxication have been reported in the period 1976-1982 (Yasumoto et al., 1984). In Spain approximately 500 cases of gastrointestinal disorder was encountered in September 1981 (Fraga et al., 1984). Bacteria were ruled out as a cause, but no attempts were made to detect DSP components in the shellfish, as no methodology was available at that time. In France outbreaks of DSP intoxication amounted to about 2000 cases in both 1984 and 1986, with only 10 cases in 1985 (Lucas, 1985; Belin and Berthomé, 1988). Similar disease descriptions have been reported from outbreaks of DSP-intoxication in The Netherlands (Kat, 1983). In Scandinavia 300-400 cases were encountered in the DSP outbreak in the fall of 1984 (Underdal et al., 1985). In August 1990, at least 16 people developed symptoms of DSP shortly after eating cultured mussels from the Mahone Bay area in Nova Scotia (Eastern Canada) (Quilliam et al., 1991).

#### 7.2.2.4 DSP occurrence in the Mediterranean sea

In June 1989 the presence of *Dinophysis fortii* cells in hepatopancreas of mussels and of lipid soluble toxin of DSP type in mussel tissue collected in the coastal water of the Emilia-Romagna region (Boni et al., 1992) allowed to prove that the cause of certain cases of diarrhoea in consumers of molluscs was not due to bacteria or virus but to biointoxication by DSP. This phenomenon, brought to light by the Research Centre of Marine Biological Resources of Cesenatico (University of Bologna, Italy), has subsequently extended over the coastal areas of Marche, Abruzzo, Veneto and Friuli-Venezia Giulia. The existence of the enterotoxin in seafood was initially revealed by the McFarren et al. (1965) method (biological test for the research into fat-soluble algal biotoxins, according to the provisions of Italian Law) (Ministero della Sanità, 1978). In the second stage the Yasumoto et al. method (1984) was used. Although coloured water and algae blooms have regularly been seen since 1975 in the areas of the Adriatic Sea off Emilia-Romagna (Viviani, 1981, 1983, 1988; Viviani et al., 1985), the appearance of molluscs toxic because of DSP in 1989 and 1990 was not preceded or accompanied by evident phenomena of this kind (Boni et al., 1992; Viviani et al., 1990).

The toxicity of mussels was correlated, in 1989 and 1990, with the presence of *D. fortii*, *D. sacculus*, *D. acuta*, *D. caudata*, *D. rotundata*, *D. tripos* and species similar to *D. acuminata* in quantities of 2,000 cells/litre and even only 40 cells/litre (Viviani et al., 1990; Boni et al., 1992). These species of dinoflagellates had not previously given rise to mono-specific blooms, but their presence had been detected by the analysis of the phytoplankton carried out by the Cesenatico Centre since 1976. From the data on the presence of phytoplankton in the seawater off the coast of Emilia-Romagna (Table 23) and in the hepatopancreas of mussels (*Mytilus galloprovincialis*) it can be seen that there are many species of *Dinophysis* and that the toxic material is related to the following species: *D. fortii* is dominant in June and July, *D. sacculus* in August and September, *D. fortii* and *D. caudata* in October and November, *D. tripos* in December.

Table 23

Monthly distribution mean (cell/dm<sup>3</sup>) of *Dinophysis spp.* along the Emilia-Romagna coast during 1989 (Boni et al., 1992; Viviani et al., 1990)

Month	<i>D. acuminata</i>	<i>D. caudata</i>	<i>D. fortii</i>	<i>D. sacculus</i>	<i>D.sp.</i>	<i>D. tripos</i>
June	8	0	136	16	8	32
July	0	0	130	0	80	50
August	0	0	0	640	0	0
September	0	10	90	615	90	5
October	0	124	148	80	0	48
November	3	43	89	11	6	54
December	0	6	29	6	0	63

Also along French Mediterranean coast (Sete) in June 1989, during *Dinophysis spp.* blooms the presence of DSP toxins in mussels has been reported (Lassus et al., 1991). In addition few cases of poisoning due to ingestion of mussels contaminated by *Dinophysis spp.* were encountered in the region situated outside the Etang the Thau (Thau Lagoon) (Leveau et al., 1989).

#### 7.2.2.5 DSP compromised seafoods

Causative shellfish in Japan were the mussels *Mytilus edulis* and *M. coruscum*, the scallops *Patinopecten yessoensis* and *Chlamys nipponensis akazara*, and the short-necked clams *Tapes japonica* and *Gomphina melaegis*, while in European Atlantic coasts *M. edulis* and in Adriatic and French Mediterranean coast *M. galloprovincialis*. In Japan and in the Atlantic coast of Spain and France the infestation period ranges from April to September and the highest toxicity of shellfish is observed from May to August, though it may vary locally (Yasumoto *et al.*, 1978, 1980, 1984; Campos *et al.*, 1982; Berthomé *et al.*, 1986; Delmas *et al.*, 1993). In Scandinavia, on the contrary, oysters in February and mussels in October have caused DSP (Edebo *et al.*, 1988). According to the provisions of the Italian Laws on toxic shellfish (Ministero della Sanità, 1978; 1990a,b,c) the level of DSP biotoxins present in mussels from intensive farms and natural beds along the coasts of Emilia-Romagna made them unsuitable for sale for human consumption for a duration of 8 months (Viviani *et al.*, 1990) for two consecutive periods, from June 1989 to January 1990 and from June 1990 to January 1991. Okadaic acid and DTX-1 were found in Western European shellfish (Dahl and Yndestad, 1985), while YTX was detected in Norwegian blue mussels in addition to acidic components (Lee *et al.*, 1987). PTXs have not been reported from European shellfish but few attempts have been made to detect these components because of lack of routine methodology for their detection (Krogh, 1989). In hepatopancreas of highly toxic mussels of Adriatic sea the presence of okadaic acid has been evidenced through <sup>1</sup>H NMR spectroscopy. In addition, structural elucidation of the components of two further toxic fractions is still in progress (Fattorusso *et al.*, 1992).

The method of cooking did not alter toxicity of the causative shellfish but intoxication could be avoided if the digestive glands were eliminated beforehand (Yasumoto *et al.*, 1978; 1990). Comparative analysis for DSP in various shellfish collected from the same area was conducted in Japan and the highest toxicity was found in the blue mussels, with less toxicity in scallops, and very little in oysters. The differences were noted between mussels cultivated at different depths, with concentrations differing by factors of two to three (Yasumoto *et al.*, 1978; 1980). Also the first results obtained in the Adriatic sea (Boni *et al.*, 1992) show that not all species of bivalve molluscs, living in the same habitat infested by the microalgae, manifest an analogous functional attitude towards the absorption and concentration of the enterotoxin in their tissues. In particular, although they were drawn out of the same habitat, while values of 4 MU (calculated according to IFREMER) were found in mussels, in *Tapes semidecussatus* the risk level was never passed, in *C. gallina*, *O. edulis* and *V. verrucosa* DSP was not detected.

#### 7.2.2.6 DSP detoxification in bivalve molluscs

Two DSP depuration experiments have been undertaken in 1989: one in laboratory conditions and the other one in an oyster culture pond (Lassus *et al.*, 1991). Two different sets of diarrhetic toxins (DSP) contaminated mussels have been used, respectively at high (3 MU) and low (1 MU) initial toxic levels. These two sets were contaminated during two *Dinophysis spp.* blooms, which occurred in June 1989 respectively along French Mediterranean (Sete) and West-Brittany coasts (Douarnenex Bay). Depuration rates have been estimated simultaneously by mouse test and high pressure liquid chromatography (HPLC). For highly toxic mussels, results evidence a better depuration rate in the oyster culture pond with 0.5 MU g<sup>-1</sup> in digestive glands after 20 days and 1.0 MU g<sup>-1</sup> in laboratory conditions after 42 days. For lower initial toxic level (1 MU), time needed for depuration is of course shorter but similar disparity is observed between laboratory and pond experiments are assumed to be the causative factors for observed differences in depuration rates (Lassus *et al.*, 1991).

Transplantation of mussels (*Mytilus edulis*) contaminated by okadaic acid (OA) from a more toxic environment in the northern part of the Swedish west-coast to a less toxic environment in the southern part showed a decrease in OA content of 12 mg OA/100 g mussel meat per day (Haamer et al., 1990). Transplantation of less toxic mussels from the south to the north did not show a rapid uptake of OA. Toxic mussels from the north were reimmersed in two basins. One of them contained ordinary sea water, and to the other boiled baker's yeast was added. Decreases of 4-5 µg OA/100 g mussel meat per day were observed. The OA-data showed a more consistent behaviour when boiled yeast added. Without yeast, decreases alternated with increases.

#### 7.2.2.7 Methods of analysis for DSP

The bioassay of all DSP components is based on the dose that provokes a fixed death time in mice injected intraperitoneally with a toxic residue extracted from shellfish with acetone (Yasumoto et al., 1984). The acetic phase is evaporated and the residue resuspended in 4 ml of 1% Tween 60. Aliquots of 1 ml of this solution are injected i.p. into 18-20 Swiss albino mice. This procedure is the official method in Japan and in several other countries. In France toxicity is expressed differently from the official Japanese biological test. In Italy, the method established by the Ministerial Decree dated 1.9.1990 (Ministero della Sanità, 1990c) is similar to the official method used in France (Marcaillon-Le Baut and Masselin, 1990). The mice were observed for 24 hr and positive tests consists in  $T < 5$  hr. Other bioassay methods are: suckling mouse bioassay (Hamano et al., 1985), rat bioassay (Kat, 1983), Tetrahymena test (Shiraki et al., 1985).

The fluorometric determination of okadaic acid and DTX-1 has been developed using HPLC (Lee et al., 1987). The bioassay and the HPLC method have not been studied collaboratively, and no attempts have been made to study the scientific parameters, such as precision, sensitivity and specificity. The intercalibration procedure is not applicable since at present only okadaic acid and DTX-1 as reference material for the DSP components are commercially available. A "second stage" analysis is the identification of okadaic acid and other DSP toxins through  $^1\text{H}$  NMR spectroscopy of fractions positive to official mouse lethality test, obtained by repeated chromatographic separation (Fattorusso et al., 1992). Although it is a more laborious test than fluorimetric HPLC assay (Lee et al., 1987), which has a similar scope, it has two important advantages: it does not need any standard sample of the toxins, which may be difficult to purchase for toxins other than okadaic acid and DTX-1 (Krogh, 1989); only literature NMR data are required. In addition this method is not limited to known toxins, but can potentially work with new ones, also allowing their structural elucidation, provided a large enough quantity of toxic material can be obtained.

#### 7.2.2.8 Human intoxication: clinical toxicology

Frequency of signs and symptoms of DSP in patients were as follows: diarrhoea (92%), nausea (80%), vomiting (79%), abdominal pain (53%), and chill (10%). The incubation period ranged from 30 min to several hours but seldom exceeded 12 hr. Around 70% of the patients developed symptoms within 4 hr. Suffering may last for 3 days in severe cases but leaves no after-effects (Yasumoto et al., 1978; Lucas, 1985). Thus no fatal case has ever been recorded. The minimum amount of DSP required to induce disease in adults has been estimated from analysis of left-over food to be 12 MU (Yasumoto et al., 1984). In Scandinavia mussels associated with the outbreak contained approximatively 17 MU per 100 g (Underdal et al., 1985). In an inventory of phytoplankton perturbation along the French coast in 1986 the higher DSP levels in shellfish were 10.6 MU/100 g (Belin and Berthomé, 1988).

#### 7.2.2.9 Mechanism of action

Okadaic acid, being hydrophobic (Shibata et al., 1982), can enter cells and operate on particulate as well as cytosolic fraction of various mouse tissues (Suganuma et al., 1989). It is a very potent inhibitor of protein phosphatase 1 (PP1) and protein phosphatase 2A (PP2A), two of the four major protein phosphatases in the cytosol of mammalian cells that dephosphorylate serine and threonine residues (Hescheler et al., 1988; Cohen, 1989). Of the other two major protein phosphatases, the Ca<sup>2+</sup>/calmodulin-dependent protein phosphatase 2B (PP2B) is far less sensitive, while the Mg<sup>2+</sup>-dependent protein phosphatase 2C (PP2C) is unaffected (Bialojan et al., 1988). Okadaic acid probably causes diarrhoea by stimulating the phosphorylation that controls sodium secretion by intestinal cells as in the disease cholera caused by a toxin secreted by *Vibrio cholerae*, but with another mechanism. One of the subunits of cholera toxin can permanently activate the Gs protein, leading to continuous adenylate cyclase activity (Johnson, 1982). The resulting increase in cAMP activates cAMP-dependent protein kinase, which then phosphorylates one or more proteins that control sodium secretion by intestinal cells. Since cAMP or Ca<sup>2+</sup>/calmodulin dependent protein kinases or protein kinase C (Terao et al., 1986; Takai et al., 1987; Haystead et al., 1989) are unaffected by okadaic acid, the inhibition of PP1 and PP2 is probably responsible for phosphorylate control of ion channels (Kume et al., 1989).

Recent data indicate that okadaic acid may function, not only as tumor promoter, but it is also capable of reversing cell transformation by some oncogenes. It was found, employing the two-stage carcinogenesis model, that okadaic acid (Suganuma et al., 1988) and DTX-1 (Fujiki et al., 1988) acted as promoter of skin tumors in the mouse, using dimethylbenz(a)anthracene (DMBA) as tumor initiator. Whether this implies a risk for human health, it remains to be clarified (Hall, 1991). In addition NIH3T3 cells transformed by either the raf or ret-II oncogenes partially revert to the normal phenotype after incubation for two days with 10 nM okadaic acid (Sakai et al., 1989).

#### 7.2.2.10 Therapeutical notes

Fluid secretion (diarrhoea) occurs in patients with DSP. The secretory state is a result of okadaic acid and DTX1 biotoxins which probably stimulate the phosphorylation that controls sodium secretion by intestinal cells.

The luminal plasma membrane contains a transport system that facilitates a tightly coupled movement of Na<sup>+</sup> and D-glucose (or structurally similar sugars) which is not regulated by protein kinase. Modern oral treatment of cholera takes advantage of the presence of Na<sup>+</sup>-glucose cotransport in the intestine. In this case, the presence of glucose allows uptake of Na<sup>+</sup> to replenish body NaCl. Composition of solution for oral treatment of cholera patients is 110 mM glucose, 99 mM Na<sup>+</sup>, 74 mM Cl<sup>-</sup>, 39 mM HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, and 4 mM K<sup>+</sup> (Carpenter, 1980). A similar oral treatment in DSP could be experimented.

#### 7.2.2.11 Tolerance levels and remarks on safety

The established tolerances vary greatly from country to country since no evaluation of DSP tolerances has yet been made by international organizations, like the World Health Organization (Krogh, 1989). In the interim before issue of these definitions a surveillance plan for DSP has been introduced in several European countries and also in Italy comprising the analysis of seawater of phytoplankton and shellfish for detection of *Dinophysis spp.* in digestive tract as well as for toxin analysis (Krogh, 1989; Ministero della Sanità, 1990 a,b,c). A number of EC countries have established tolerances for DSP, applicable for domestic



shellfish production sites as well as for importation of shellfish. In Denmark, The Netherlands and Spain the mouse bioassay method established "no detectable amount". In France the mouse bioassay established a tolerance of 0.044 MU/g digestive glands (Marcaillon-Le Baut and Masselin, 1990), while in Japan with another principle for MU calculation the level is 5 MU/100 g soft tissue and this so in Norway (Yasumoto *et al.*, 1984; Underdal, 1988). Sweden is the only country in Europe which monitors shellfish for DSP by the HPLC procedure (Lee *et al.*, 1987) and is maintaining a tolerance level of 60 µg/100 g soft tissue (as okadaic acid and DTX-1). In Italy DSP toxins were determined using the method established by the Ministerial Decree dated 1.9.90 (Ministero della Sanità, 1990c) similar to the official method used in France. The mice were observed for 24 hr and positive test consists in T<5 hr. As no case of DSP contamination is known without the presence of at least one of the acidic components, an EC tolerance level for DSP is suggested to include the acidic components, such as okadaic acid and DTX-1, which can be monitored by chemical procedures such as HPLC (Report CEC, 1989). JUPAC is presently organizing a collaborative study of the HPLC procedure by Lee *et al.* (1987). However, it is essential that the EC makes reference material of DSP components, in addition to the acidic components (okadaic acid, DTX-1) available to member countries.

The data, which show the presence of okadaic acid in hepatopancreas of *Mytilus galloprovincialis* of Adriatic sea, but also of two other biotoxins with the separation method used (Fattorusso *et al.*, 1992), provide the following conclusions as far as the public health and economic aspects concerne the Mediterranean sea:

- The validity of the biotoxicological tests carried out so far under Italian law is demonstrated by the presence of okadaic acid, one of the most toxic components of DSP.
- Research has indicated the presence of two more toxins and it is not yet possible to say whether these are compounds in the okadaic acid group or pectenotoxins or yessotoxins or others.
- So far, mouse bioassay is the only method which can detect all DSP components, both the group of acid derivates (okadaic acid, DTX-1 and DTX-2) which are diarrhogenic components (Hamano *et al.*, 1985), and pectenotoxins and yessotoxins, which cause mouse mortality by other mechanisms not connected to gastrointestinal symptoms (Terao *et al.*, 1986; Murata *et al.*, 1987).

### 7.3 Marine algae potentially toxic for seafood and for respiratory and cutaneous symptoms of poisoning in the Mediterranean sea

#### 7.3.1 *Prorocentrum minimum* and Venerupin Shellfish Poisoning

Venerupin poisoning is a non paralytic human biointoxication different from the DSP. Venerupin shellfish poisoning is caused by the Japanese lake-harvested oyster (*Crassostrea gigas*) and clam (*Venerupis semidecussata* or *Tapes semidecussata*), which feed on toxic dinoflagellates of the genus *Prorocentrum*.

##### 7.3.1.1 Organisms producing toxins

*Prorocentrum minimum* var. *mariae lebouriae* and var. *triangulatum*, which co-occur in blooms (Okaichi and Imatomi, 1979) have been incriminated in Japan in venerupin

poisoning. *Prorocentrum minimum* Schiller, probably responsible for the shellfish poisoning in Norwegian coasts, is a phytoplanktonic species so common that, if it is the source of the highly toxic "venerupin", toxin must be only in rare strains (Tangen, 1983).

#### 7.3.1.2 Research on the components of venerupin poisoning

The toxic principles were found in the digestive glands (hepatopancreas, liver or dark gland) of the bivalves (Akiba and Hattori, 1949). Toxicity of 75% methanol extracts of cultured *Prorocentrum minimum* var. *mariae-lebouriae*, which is supposed to produce venerupin poisoning (Okaichi and Imatomi, 1979) was determined using mice as test animals. The chemical nature of the toxins is not established. The toxin was found to be soluble in water, methanol, acetone and acetic acid. It was insoluble in benzene, ether and absolute alcohol.

#### 7.3.1.3 *Prorocentrum minimum* and venerupin occurrence worldwide

Venerupin poisoning was first reported in Nagai, Japan, in 1889, following the ingestion of the oyster *Crassostrea gigas*. Of the 81 persons poisoned, 51 died (Halstead, 1965). A second outbreak occurred in 1941, when of 6 patients, 5 died, and from 1942 to 1950 there were 455 additional cases involving the eating of oysters and the short-necked clam *Tapes japonica* (Nakajima, 1965). Several hundred cases have been reported in the area of Lake Hamana with more than 100 deaths (Nakajima, 1968). So also in Norway symptoms of venerupin poisoning have been described in 70 persons after consumption of mussels collected close to the centre of the massive bloom of *P. minimum* in the autumn 1979 (Tangen, 1983).

*Prorocentrum minimum* Schiller red waters have often been observed in Obidos Lagoon (Portugal) and have caused toxicity of bivalves there. Particular attention is given to two of those blooms, separated by about 10 years, in May-June 1973 and in January-February 1983 (Silva, 1985). A comparative study of environmental conditions during the two red water of *P. minimum* indicates that the instances of *P. minimum* red water in 1973 and 1982-83 were both preceded by long periods of heavy rain. Phosphate in the lagoon waters increased during the observed phytoplankton blooms, with the two maximum peaks found during the *P. minimum* bloom. Also nitrate and ammonium proved to be important for the start of *P. minimum* growth in 1982-83. The sudden occurrence and massive blooming of *P. minimum* also in Kiel Fjord on the Baltic sea in 1983 can serve as a case study of typical coastal eutrophication (Kimor *et al.*, 1985). This species was previously recorded in Oslo Fjord in 1979 (Tangen, 1980), and in subsequent years it expanded its area of distribution throughout the Skagerrak and Kattegat into Danish and Swedish coastal waters under conditions of intense eutrophication (Granéli *et al.*, 1983). This was the first record of *P. minimum* in Kiel Fjord, and it fits well with the progressively eastward expansion of this euryhaline and eurythermal species into the Baltic sea. The development of the bloom was enhanced by favourable weather conditions, unusually high temperatures of the water (> 20°C) and prevailing winds as well as by high levels of phosphate-P and nitrate-N compounds. While the phosphate was derived mainly from anoxic sediments, the nitrate was delivered from river runoff and originated from agricultural fertilizers.

A number of papers (Bodeanu and Usurelu, 1979; Mihnea, 1979, 1992; Petrova-Karadzova, 1984, 1985, 1986; Bodeanu, 1992) reported frequent summer blooms in the Black sea, the main cause of which was held to be *Exuviaella cordata* (similar to the *P. minimum* from Sibenik Bay in the Adriatic sea). These summer blooms were due to progressive eutrophication of the Black sea during the seventies and eighties of this century.

#### 7.3.1.4 Occurrence of *Prorocentrum minimum* in the Mediterranean sea

Changes in the phytoplankton composition due to the occurrence and progressive proliferation of species previously rare or unknown have been reported from the Adriatic during recent years by Marasovic and Pucher-Petkovic (1985) and Marasovic (1986). In their view, these changes often accompanied by a substantial increase in primary productivity, both in inshore and offshore waters of the central Adriatic, were due primarily to increased eutrophication resulting from urban development and riverborne wastes. A case in point noted by Marasovic (1986) is the increasing occurrences in recent years of the potentially toxic dinoflagellate *Prorocentrum minimum*. During the summer months of 1983 *P. minimum* (Pavillard) Schiller, not earlier recorded from the Adriatic, constituted a considerable proportion of the regular summer bloom in the Sibenik Bay (eastern Adriatic coast). During the subsequent years (1984, 1985, 1986) the proportions of *P. minimum* in summer blooms in the Sibenik Bay was constantly increasing (Marasovic *et al.*, 1990). At the same time its presence was reported from the other parts of the Adriatic coast, attributed to the intensified eutrophication of the Adriatic waters (Mancini *et al.*, 1986; Marasovic *et al.*, 1987; Pucher-Petkovic and Marasovic, 1988; Marasovic *et al.*, 1988; Pucher-Petkovic *et al.*, 1988; Marasovic, 1989). Also red tides of *P. minimum* occurs in coastal lagoon (etaug de Berre) in French Mediterranean coastal area (Leveau *et al.*, 1989). Venerupin shellfish poisoning have never been detected in the Adriatic sea and in etang de Berre.

#### 7.3.1.5 Methods of analysis for venerupin

Toxic principles of *P. minimum* inducing venerupin poisoning were tested by intraperitoneal injection into mice of 75% methanol extracts of samples of bivalves (Okaichi and Imatomi, 1979; Tangen, 1983). If toxins were present mice died within 24-48 hr. The relationship between the dose and the time of death was not ascertained (Okaichi and Imatomi, 1979).

#### 7.3.1.6 Human intoxication

The poisoning is characterized by a long incubation (24-48 hr), and sometimes longer (Halstead, 1965; Okaichi and Imatomi, 1979; Tangen, 1983). The heat-stable toxin induces the rapid onset of nausea, vomiting, diarrhoea, headache and nervousness. In serious cases, jaundice may be present, and petechial haemorrhages and ecchymosis may appear over the chest, neck, and arms. Leucocytosis, anaemia, and a prolonged blood-clotting time are sometimes observed. The liver is usually enlarged. In fatal poisoning, acute yellow atrophy of the liver, extreme excitation, delirium and coma occur with death reported in up to 33% of victims (Auerbach, 1988).

#### 7.3.1.7 Therapy

Therapy is based upon symptoms and is supportive. Any victim who shows the early symptoms of gastroenteritis should be placed on a low-protein diet and observed for 48-72 hr for signs of liver failure. There is not yet clinical experience with exchange transfusion, chemotherapy, hemoperfusion, or liver transplantation in the management of profound liver failure associated with this disorder (Auerbach, 1988).

### 7.3.2 *Nitzschia spp.* and Amnesic Shellfish Poison (ASP)

As regards eutrophication phenomena, diatoms were not considered as problematic as dinoflagellates until the end of November 1987, when 153 cases of acute intoxication

related to ingestion of toxic mussels were documented in Canada. Symptoms included vomiting and diarrhoea, which in some cases were followed by confusion, loss of memory, disorientation and even coma. The term Amnesic Shellfish Poison (ASP) has been proposed for this new shellfish toxin (Wright *et al.*, 1989; Todd, 1990).

### 7.3.2.1 Chemistry of ASP component

It was established that the mollusc toxin was domoic acid, a relatively rare neurotoxic amino acid (Wright *et al.*, 1989) (Fig. 23).

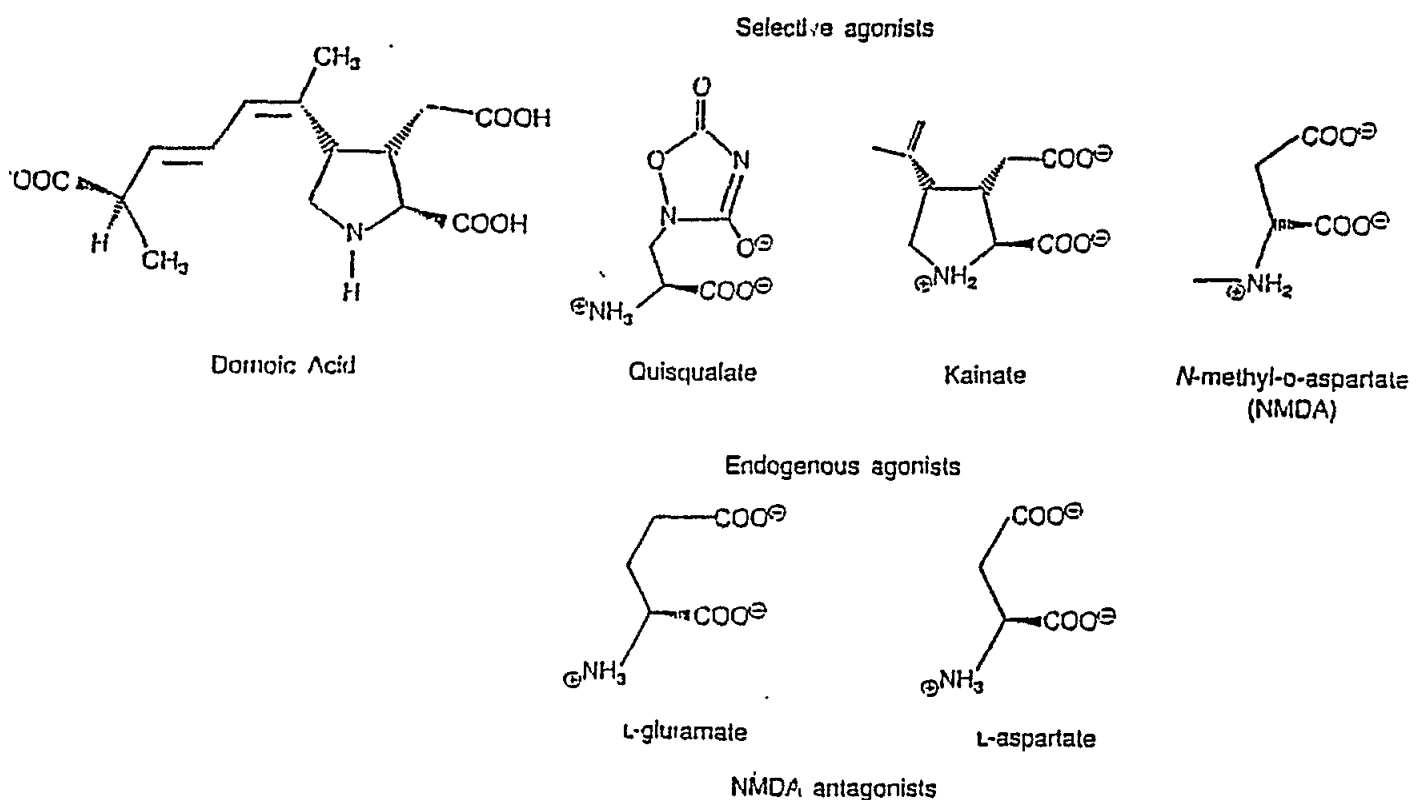


Fig. 23 Structural formulas for domoic acid, other selective agonists and for the excitatory amino acids neurotransmitters (endogenous agonists)

### 7.3.2.2 ASP producing organisms

Collaborative work in Canada led to identification of the pennate diatom, *Nitzschia pungens* Grunow forma *multiseries* Hasle, as a source of domoic acid. Samples of the diatom were taken from the water through the ice in the vicinity of the Cardigan River estuary and were found to be associated with domoic acid levels as high as 1% dry wt following the toxicity outbreak (Subba Rao *et al.*, 1988).

### 7.3.2.3 Methods of analysis for ASP

The biotoxicological method of analysis on mice for ASP is the same as that used for PSP. Mice injected intraperitoneally with a dilute hydrochloric acid extract of mussel tissue containing domoic acid showed that the relative potency of domoic acid is lower than that of PSP (Subba Rao et al., 1988). The observation time was extended to 24 hr. Within 3 hr it is possible a simultaneous testing for PSP and domoic acid. Chemical methods have also been defined for the demonstration and quantification of domoic acid in molluscs (Lawrence et al., 1989). In order that both domoic acid toxicity and PSP may be identified in shellfish in Atlantic Canada, one half of the dilute hydrochloric acid extract, from shellfish being tested, is used for mouse bioassay and the other half for HPLC tests (Lawrence et al., 1989).

### 7.3.2.4 ASP occurrence in the world

Only in Canada, now. Concentrations of the *N. pungens* in Cardigan Bay were 10 million cells per litre in 1987. Some suggest that the proper mix of nutrients, sunlight and stratification due to fresh-water runoff contributed to the diatom blooms (Waldichuk, 1989).

### 7.3.2.5 *Nitzschia* spp. and mucilaginous aggregates in Adriatic sea

With regard to health, particular attention must today be paid to the diatoms, in the high and middle Adriatic sea, in relation above all to the appearance in August 1988, in July 1989 and in July and August 1991 of the "mucilaginous aggregates", which seems to originate from the diatoms among which there is a species of *Nitzschia*. This phenomenon has in fact created considerable ecological problems and has given rise to worries over health in Italy and former Yugoslavia. The monitoring of biotoxins ASP, PSP, NSP, DSP in "mucilaginous aggregates" and in mussels in a coastal area of the Northern Adriatic sea facing Emilia-Romagna in the summer months (in particular June, July and August) of 1988, 1989 and 1991 has been reported (Viviani et al., 1995). Using the PSP method which, according to current Canadian legislation is valid for ASP monitoring, the presence of domoic acid has been excluded. Also PSP, NSP and DSP are absent from "mucilaginous aggregates" (Viviani et al., 1995).

### 7.3.2.6 Human intoxication: clinical toxicology

Domoic acid is a mild neurological poison compared to PSP. When mussels contaminated by domoic acid were eaten in eastern Canada they produced 153 cases of gastrointestinal distress with nausea, vomiting and diarrhoea within 24 hr; but added to that disorder, they also caused neurological illness within 48 hr in older victims (ca. over 60 years old). Three elderly patients died. In the most severely affected cases neurological symptoms still persisted (Wright et al., 1989; Waldichuk, 1989).

### 7.3.2.7 Toxicology

The mechanism of action of domoic acid is actually known on excitatory amino acid receptors and synaptic transmission. Excitatory amino acids, most notably L-glutamate and L-aspartate, have long been considered to be the most likely neurotransmitters (Collingridge et al., 1987) (Fig. 23). These amino acids are known to act on several receptor types, the best characterized of which are named after the selective exogenous excitants N-methyl-D-aspartate (NMDA), kainate and quisqualate (Fig. 24). Glutamate and also NMDA subclass

act to open membrane channels permeable to  $\text{Na}^+$ , leading to a  $\text{Na}^+$  influx and membrane depolarization (Collingridge and Bliss, 1987). Only the channel opened by NMDA receptor accessible to kainate, quisqualate and to domoic acid are, in addition, highly permeable to  $\text{Ca}^{2+}$  and induced lethal cellular  $\text{Ca}^{2+}$  entry.

#### 7.3.2.8 Tolerance levels and remarks on safety

An effect on certain consumers of domoic acid contaminated shellfish was inferred at an estimated concentration of  $200 \mu\text{g.g}^{-1}$  wet wt. So an application factor of 0.1 was applied for safety, and a concentration of  $20 \mu\text{g.g}^{-1}$  wet wt was set as the level of domoic acid above which a shellfish operation should be closed (Waldichuk, 1989). This compares with  $0.8 \mu\text{g.g}^{-1}$  for saxitoxin in shellfish, above which an area is closed for shellfish harvesting owing to PSP. With regard to health safety, a concentration of  $20 \mu\text{g/g}$  of domoic acid in a fresh weight of molluscs is considered as tolerable (Waldichuk, 1989).

Fig. 24 Postsynaptic receptors of neurotransmitter amino acids and channels of sodium and calcium.  
N = NMDA receptor  
KQ = Kainate and quisqualate receptors

act to open membrane channels permeable to  $\text{Na}^+$ , leading to a  $\text{Na}^+$  influx and membrane depolarization (Collingridge and Bliss, 1987). Only the channel opened by NMDA receptor accessible to kainate, quisqualate and to domoic acid are, in addition, highly permeable to  $\text{Ca}^{2+}$  and induced lethal cellular  $\text{Ca}^{2+}$  entry.

#### 7.3.2.8 Tolerance levels and remarks on safety

An effect on certain consumers of domoic acid contaminated shellfish was inferred at an estimated concentration of  $200 \mu\text{g.g}^{-1}$  wet wt. So an application factor of 0.1 was applied for safety, and a concentration of  $20 \mu\text{g.g}^{-1}$  wet wt was set as the level of domoic acid above which a shellfish operation should be closed (Waldichuk, 1989). This compares with  $0.8 \mu\text{g.g}^{-1}$  for saxitoxin in shellfish, above which an area is closed for shellfish harvesting owing to PSP. With regard to health safety, a concentration of  $20 \mu\text{g/g}$  of domoic acid in a fresh weight of molluscs is considered as tolerable (Waldichuk, 1989).

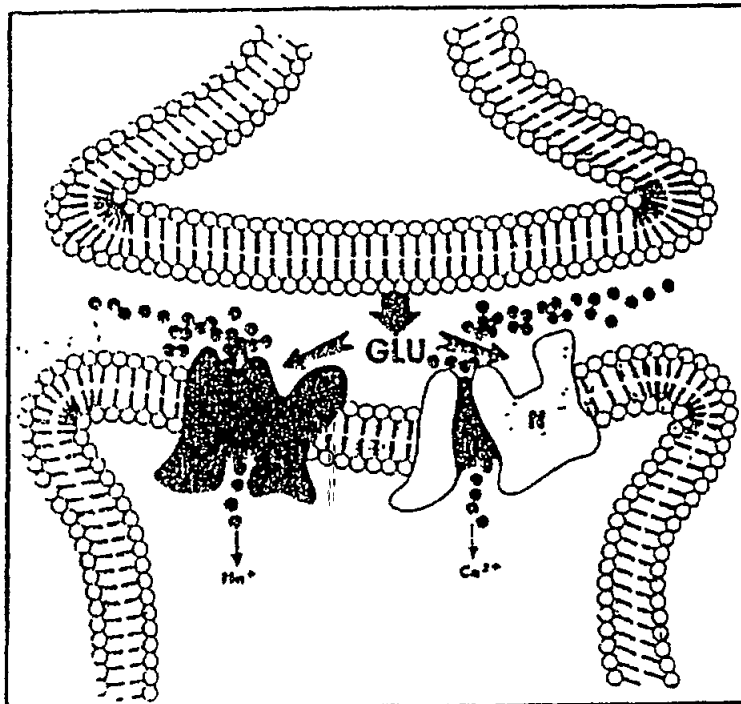


Fig. 24 Postsynaptic receptors of neurotransmitter amino acids and channels of sodium and calcium.

N = NMDA receptor

KQ = Kainate and quisqualate receptors

### 7.3.3 Chlorophyta toxins and seafood

The marine benthic green algae (Chlorophyta) are the organisms usually responsible for blooms in coastal anthropogenic eutrophication. The relationships between the blooms of Chlorophyta and human health concern some toxins introduced by man, directly or through the trophic chain, with the food. Several species, such as dried algae, provide part of man diet, particularly in various parts of the Orient.

A usually edible benthic genus from the Philippines, *Caulerpa sp.*, is known to be toxic during the rainy months, and injury to the plant thallus causes extrusion of toxins. Caulerpicin and caulerpin (Aguilar-Santos and Doty, 1968; Maiti *et al.*, 1978) are the toxins isolated (Fig. 25). The two toxins are also transferred through the food-chain, to soft corals, and sea snails. In humans, the toxins produce paresthesia around the mouth, tongue and terminal parts of the extremities, often as a feeling of coldness. Vertigo, ataxia and respiratory distress may also occur. The clinical manifestations are self-limiting and usually disappear within 12 hr.

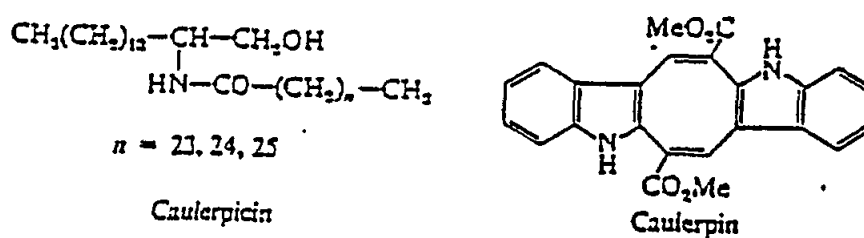


Fig. 25 Chlorophyta toxins

The green alga *Chaetomorpha minima* is toxic to fish and has haemolytic activity (Fusetani *et al.*, 1976). Another green alga, *Ulva pertusa*, also has several haemolytic fractions (Fusetani and Hashimoto, 1976), two being water soluble and one fat soluble. However, there is no known relationship between these toxins and human health.

*Caulerpa prolifera* is present in all the coast of the Mediterranean sea, with the exception of the coasts of the Adriatic sea, Israel and Turkey where *Caulerpa racemosa* (Riedl, 1991) is found. *Caulerpa racemosa* came from the Red Sea from 1960. In the Mediterranean *Chaetomorpha aerea* and *C. capillaris* are also diffused. Of the *Ulva* genus, the most diffused species is *Ulva lactuca* in nutrient rich coastal areas. On these species of the genus *Chaetomorpha*, *Ulva*, research on the presence of toxins is lacking.

### 7.3.4 Rhodophyta toxins and seafood

Also some marine red algae (Rhodophyta) are responsible for human intoxication (Hashimoto, 1979). PSP components (gonyautoxin I, II, III) have been detected in a red macroalga *Jania sp.* (Oshima *et al.*, 1984). These red algae are eaten by crabs and snails, and PSP has been detected in crustaceans, such as *Zosimus paeneus*, which has been implicated in human PSP intoxications in the Far East.



The main question was the source of domoic acid. It was originally discovered some 30 years ago in red alga *Chondria armata* in Japan (Daigo, 1959) and later identified in a Mediterranean species *Alsidium corallinum* of the family of Rhodomelaceae (Impellizzeri et al., 1975).

#### 7.3.5 *Gymnodinium spp.* blooms: Neurotoxic Shellfish Poisoning (NSP) and respiratory irritation

All red tides reported in Florida are associated with mass mortality in marine animals. Health problems caused by consumption of neurotoxin infested shellfish (NSP) and by inhalation of the windsprayed cells were evidenced (Alam et al., 1975; Steidinger and Baden, 1984; Pierce, 1986).

##### 7.3.5.1 NSP producing or potentially toxic dinoflagellates

The red tide-forming dinoflagellate, *Ptychodiscus brevis* (= *Gymnodinium breve*), is one of the most notorious species for its mass fish kills and destruction of other marine life along the coast of Florida. Resting cysts of *P. brevis* are not present in sediment-water interface. The motile form of *P. brevis* produces several neurotoxins, collectively called brevetoxins (or *P. brevis* toxins). These accumulate in filter-feeding shellfish (oysters, clams) causing neurotoxic shellfish poisoning (NSP) when consumed. An atoxic strain of *G. breve* was found in the Inland sea, Japan (Okaichi, 1979). *P. brevis* appears to be not only restricted to the gulf of Mexico, the east coast of Florida and North Carolina coast (Pierce, 1987), but in reports of some blooms from northern Spain, Japan (Steidinger, 1983) and the eastern Mediterranean coast (Steidinger, 1983; Pagou and Ignatiades, 1990).

##### 7.3.5.2 Chemistry of NSP components

*P. brevis* neurotoxin consisted of an eleven-number heterocyclic oxygen containing fused ring system culminating in an unsaturated lactone at one end and an unsaturated aldehyde at the other, designated brevetoxin-B (BTX-B) (Alam et al., 1975). Other brevetoxins were characterized too (Chou and Shimizu, 1982; Nakanishi, 1985; Shimizu, 1987). Figure 26 illustrates the structures of brevetoxins according their nomenclature in the PbTX series (*Ptychodiscus brevis* toxins) and two structural backbones a and b (Poli et al., 1986; Baden, 1988).

##### 7.3.5.3 Brevetoxin compromised seafoods

The major seafoods containing brevetoxins are shellfish (Cummins et al., 1971). There is little qualitative data on rates of accumulation and depuration of brevetoxins in bivalves. Oysters accumulate the toxins in less than 4 hr in the presence of 5000 cells/ml, and depurate (60%) of the accumulated toxin in 36 hr (Cummins and Stevens, 1970). Potency of depuration is species-specific and highly variable, even under controlled laboratory conditions (Ray and Aldrich, 1965). So commercial bivalves are generally safe to eat 1-2 month after the termination of any single bloom episode. Canning cannot be a way for decreasing NSP concentration in bivalves. The fishing industry also suffers due to adverse publicity concerning dead fish washed ashore. The fish usually start dying when *P. brevis* counts reach the 250,000 cells/litre range.

##### 7.3.5.4 Methods of analysis for NSP

Toxicity of contaminated shellfish is determined by the mouse bioassay, which evaluates the cumulative effects rather than determining concentrations of individual toxins.

The bioassay is based on the dose that provokes a fixed death time in mice injected intraperitoneally with a crude toxic residue extracted from bivalves with ethyl ether (McFarren *et al.*, 1960). The relative toxicity of the residue of crude lipid extracted from bivalve molluscs which on average kills 50% of the test animals (of 20 g body weight) in 30 min. Recently, methods using high performance liquid chromatography (HPLC) have been developed for the qualitative and quantitative analysis of the *P. brevis* toxins (Baden and Mende, 1982; Pierce *et al.*, 1985). The potency of *P. brevis* blooms is determined by an ichthyotoxicity assay of either the contaminated seawater or crude and purified toxin extracts (Viviani, 1981).

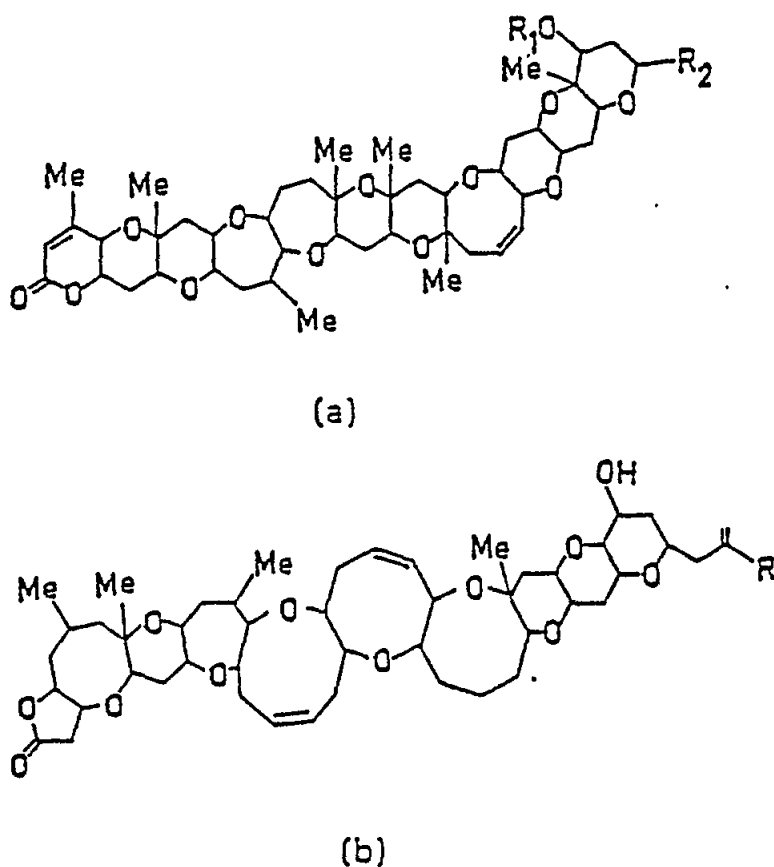


Fig. 26 The brevetoxins. (a) PbTX-2 [ $R_1=H$ ,  $R_2=CH_2C(=CH_2)CHO$ ]; PbTX-3 [ $R_1=H$ ,  $R_2=CH_2C(=CH_2)CH_2OH$ ]; PbTX-5 [ $R_1=Ac$ ,  $R_2=CH_2C(=CH_2)CHO$ ]; PbTX-6 [ $R_1=H$ ,  $R_2=CH_2C(=CH_2)CHO$ ], 27, 28-epoxide; PbTX-8 [ $R_1=H$ ,  $R_2=CH_2COCH_2C1$ ]. (b) PbTX-1 [ $R=CHO$ ]; PcTX-7 [ $R=CH_2OH$ ]. PbTX-4 structure is unknown (Redrawn from Poli *et al.*, 1986)

### 7.3.5.5 Toxicology

The two intoxication phenomena that occur in man during Florida red tides are NSP and respiratory irritation. NSP is a milder neurotoxic form showing similarity in some aspects to ciguatera.

Mechanism of action. While the PSP toxins act as non-depolarizing agents in the membrane of the excitable cells, lipid-soluble neurotoxins, brevetoxins, responsible for NSP, act as depolarizing substances. One of the toxic fractions ( $T_{47}$ ) acts to open membrane channels permeable to  $Na^+$ , leading to a  $Na^+$  influx.  $^{42}K$  analysis precludes the effect of  $T_{47}$  acting on the  $K^+$  channels (Risk et al., 1979).

According to more recent research, the lipophilic toxins profoundly affect  $Na^+$  channels, modifying virtually every aspect of their physiology and also the interaction of the channel with nearly every other known class of active drug, including polypeptide toxins, local anaesthetics, and the guanidinium toxins (Strichartz et al., 1987).

*P. brevis* cell fragments, upon becoming airborne in sea spray, elicit nonproductive sneezing and coughing when inhaled (Musicet al., 1973). The inhalation of the windsprayed cells contaminated by the toxin(s) cells of *P. brevis* caused the opening of sodium channels by the toxin(s), releasing acetylcholine and causing smooth tracheal muscle contraction. The effects are only temporary (Krzanowski et al., 1981). All toxins isolated from *P. brevis* possess this activity and during purification, if they become airborne on silica gel particles, cause the same effect.

#### 7.3.5.6 Tolerance levels and safety considerations

The Florida Department of Natural Resources (DNR) has run a general control program since the mid 1970's. Only in 1984 were *Ptychodiscus* blooms specifically noted in control regulations. Closures are made when the dinoflagellates exceed 5000 cells/litre near harvesting areas. Closures have lasted between a few weeks and six months. Two weeks after *Ptychodiscus* concentration drop below 5000 cells/litre, the first mouse bioassays of shellfish are carried out. When levels are below 20 MU/100 g, the grounds are reopened (Beverly, 1985). Also in Italy provision of law was based on this bioassay but established "no detectable amount" (Ministero della Sanità, 1990c).

#### 7.3.5.7 Gymnodinium spp. in the Mediterranean sea

The annual periodicity of *Gymnodinium sp.* indicated as *Gymnodinium breve* (Davis) in an inshore eutrophic environment (Saronicos Gulf, Aegean Sea) from January 1977 to December 1983 as well as during January to December 1985 has been studied. Spectral analysis of the data as well as auto and cross correlation analysis confirmed the existence of 12 month cyclic variation of *G. breve* populations, regulated mainly by temperature (Pagou and Ignatiades, 1990). Identification of *G. breve* Davis = *Ptychodiscus brevis* (Steidinger, 1979) using electron microscopy was not performed. Effects on health implications (NSP) and fish kills are to date not reported in the Aegean sea.

The other dinoflagellate of interest in the Mediterranean (Adriatic sea) is *Gymnodinium sp.* responsible for "green tides" in 1976-77 (Viviani, 1981; Viviani et al., 1985, 1992) along the Emilia-Romagna coast and in 1984 and 1988 in the Northern Adriatic sea (Artegiani et al., 1985; Honsell et al., (in press); Regione Emilia-Romagna, 1985, 1989; Centro Studi Ricerche Risorse Biologiche Marine Cesenatico, 1985; 1989). This species, at first regarded as similar to *G. corii* and distinct from the toxic *G. breve* of Florida and also described in Japan, is now being studied in order to define its taxonomy. The NSP and PSP toxins have never been detected in the cells (Viviani, 1983). During the blooms of this *Gymnodinium sp.* in September 1977 symptoms of respiratory irritation were reported in people, both along the coast and in the sea probably related to the presence of seawater aerosols containing cell fragments or substances of this naked dinoflagellate (Viviani, 1983;

Sacchetti, 1983). A *Gymnodinium spp.* bloom also occurred in the gulf of Olbia (Sardinia) during the fall 1985. This case of eutrophication may be due to the discharge of untreated sewage into the gulf. The alga did not produce exotoxins (Sechi et al., 1987).

It is fundamentally important to carry out deeper taxonomic studies for obtaining evaluation not only of a biological, biochemical, physiological and ecological kind for each individual species of genus *Gymnodinium*, but also to consider possible properties that might prove toxic for man.

### 7.3.6 Cyanophyta toxins causative agents of respiratory irritation and contact dermatitis

Cyanophyta in the freshwater are the main organisms responsible for eutrophication effects and for producing toxins (Viviani, 1981; Carmichael and Mahmood, 1984). Esotoxins are also produced by planktonic bloom forming genera of marine cyanobacteria belonging to the Oscillatoriaceae family, which poses potential public health problems for the respiratory tract (*Trichodesmium erytraeum*) (Sato et al., 1963-64) or cutaneous (*Lyngbya majuscula*) symptoms of poisoning (Grauer, 1959). As far as *Trichodesmium erytraeum* respiratory symptoms are concerned, these are related to the presence of sea water aerosol containing fragments of this cyanophyta during blooms in coastal waters of Brazil (Sato et al., 1963-64) and in the Thailand Gulf (Hungspreugs et al., 1989). The filamentous cyanophyta *L. majuscula* that grows abundantly in many areas of the sub-tropical and tropical Pacific basin and also in Caribbean, is the causative agent of a severe contact dermatitis that affects swimmers and bathers at the beaches (Grauer, 1959; Moore, 1984).

#### 7.3.6.1 Chemical structures

The active principle of the blue-green alga *L. majuscula* have been isolated and identified as two phenolic bis-lactones, aplysiatoxin and debromoaplysiatoxin (Kato and Scheuer, 1975), and an indole alkaloid, lyngbyatoxin A (Cardellina et al., 1979) (Fig. 27). All of these three substances have been showed to be potent irritants, producing erythema, blisters and necrosis when applied to the skin (Solomon and Stoughton, 1978; Cardellina et al., 1979).

#### 7.3.6.2 Human intoxication

A total of 86 cases were reported to the Hawaii State Department of Health. The most recent major outbreak of this severe contact dermatitis that affects swimmers and bathers at beaches on the windward side of Oahu occurred in August 1980, at Kailua, Kalama, and Pilapu beaches. The severe contact dermatitis was described as similar to a burn and generally involved the genital and perianal areas. The initial symptoms, which appeared after a few hours, were erythema and a burning sensation, followed by blister formation and deep desquamation which lasted for several days (Moore, 1984).

#### 7.3.6.3 Toxicology

The mechanism of action at cutaneous and respiratory organs level can be explained on the basis of knowledges about tumor-promoting properties, in that lyngbyatoxin A, debromoaplysiatoxin, and aplysiatoxin induce irritation in mouse skin to the same degree as TPA (Fujiki et al., 1981). Carcinogenesis involves at least two stages, namely initiation and promotion. The tumor initiation stage is caused by agents that produce damage in DNA. The most well known promoter is 12-o-tetradecanoylphorbol-13-acetate (TPA), a diterpenoid ester from Croton oil (Fig. 27). Unlike carcinogens which act directly on the cellular DNA, tumor promoters exert their effects by binding to receptors.

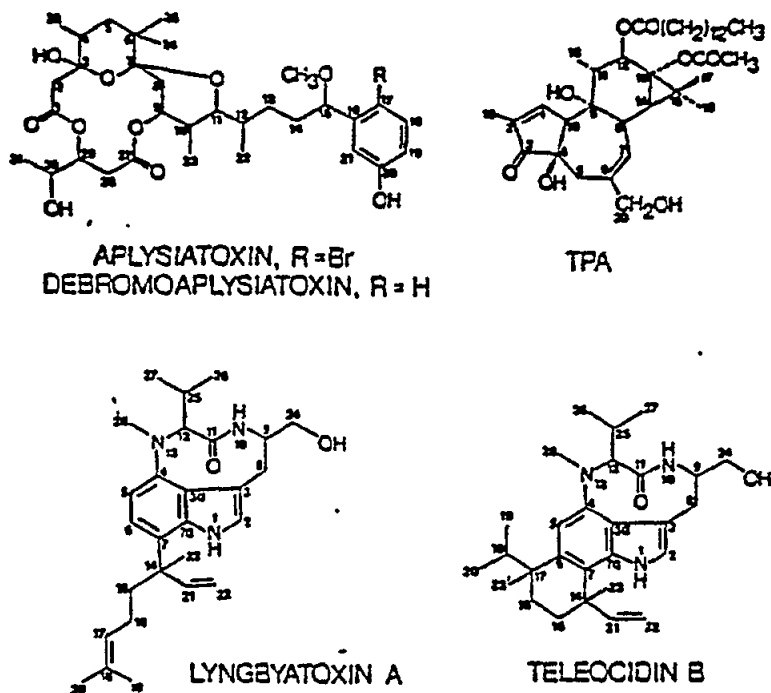


Fig. 27 Structures of toxins of *Lyngbya majuscula* which behaved like the phorbol esters (TPA) and teleocidin B typical tumor promoters

Recent studies suggest that the phorbol ester, teleocidin, and aplysiatoxin tumor promoters operate by activating a phospholipid and calcium ion dependent phosphorylating enzyme, protein kinase C (Castagna *et al.*, 1982). In a search for new antineoplastic agents from blue-green algae, a cytotoxic substance active against P-388 lymphocytic mouse leukemia from a deep-water variety of *L. majuscula* showed that it was identical to debromoaplysiatoxin (Mynderse *et al.*, 1977). In the same species of Cyanophyta there is a molecule which, depending on whether it contains Br or not, shows either tumor-promoting or antineoplastic properties.

#### 7.3.6.4 Cyanophyta in the Mediterranean sea

In the Mediterranean sea 150 species of Cyanophyta are described (Riedl, 1991). Among these, species of *Trichodesmus* are not present, but seven species of *Lyngbya* are present. Between the species of *Lyngbya* of the Mediterranean sea, *L. majuscula* is not reported, but another filamentous Cyanophyta is present: *L. confervoides*. In the Nile estuary (Halim, 1989) and in the lake of Tunis (Kelly and Naguib, 1984) and more recently also in the North Adriatic sea (Kaltenböck and Herndl, in press) blooms of *Cyanobacteria* have been reported. Effects on human health are not described.

#### 7.4 General facts on eutrophication, bacteria and human health

Relationships between eutrophication, bacteria and public health are very complex and little studied. In order to understand them it is necessary to take into consideration the nutrient effects of bacterial growth, the effects of bacteria on algae, the effects of phytoplankton, phytobenthos and macrophytes produced by eutrophication on sea bacteria.

##### 7.4.1 Bacterial cycle eutrophication

Among the schemes and patterns of cyclical processes that characterize the cultural eutrophication of coastal areas, in the study of bacterial role Aubert (1988, 1990, 1992) distinguished between a planktonic cycle (eutrophication) and a bacterial cycle eutrophication.

The bacterial cycle eutrophication, in which the bacteria play a major role, begins with sea green because of phytoplankton growth, followed by its disappearance and transparent water; then a development of sulpho-reducer, sulphate-reducer (*Desulphovibrio*) and sulphite-reducer (*Clostridium*) bacteria begins with production of H<sub>2</sub>S and a decrease in O<sub>2</sub>, in results of which we shall have transition waters, then whitish waters, precipitation of sulphur on bottom with whitish deposits, and, soon afterwards, appearance of red colonies of flavobacteria on bottom and red water through the action of sulphur-oxidative bacteria: reappearance of sulphites, sulphates, increase in O<sub>2</sub> and clarified water. Unfortunately, we have no precise knowledge about this scheme. It can't be excluded that some phenomena of red water observed without dinoflagellates are due to a process of this kind.

##### 7.4.2 Marine bacteria and the red tide link

In addition to the promoting blooms of dinoflagellata from the vitamins B<sub>12</sub>, thiamin and biotin and chelating agents produced from marine bacteria (Provasoli, 1979), recent research has suggested that a strong link may exist between the activity of marine sediment bacteria and the accelerated phytoplankton growth resulting in red tides. Various researchers have revealed that plant growth hormones can be produced by a wide range of marine bacteria. 45-55% of sediment bacteria tested were found to produce cytokinin, a principle plant growth hormone. The algae responsible for the "red tide" phenomena are known to be dependent on substances exuded from the sediment surface, and the phytoflagellates causing red tides have been shown to respond to cytokinin. Heterotrophic bacterial activity is influenced by nutrient supply, and an influx in nutrients or rise in temperature will accelerate this activity. It is possible that observed correlations between nutrient/temperature increase and red tide outbreaks may be at least partially due to increased hormone production by marine bacteria. Translocation of hormones from the sediment bacteria to the phytoflagellates may be accounted for by upwelling currents in deep water or by simple diffusion or stratification in shallow.

##### 7.4.3 Effects on bacteria of active principles produced by phytoplankton

It is possible to separate substances produced by phytoplankton and macroalgae bioactive on bacteria into three large groups: (1) antibiotics (Duff et al., 1966; Allen and Dawson, 1969); (2) growth promoting substances (Lelong et al., 1980); (3) compounds that are inhibitors of mineralization processes of organic substances (biomass) (Christ, 1975a-b).

Particular researches on this reactive principle have been carried out not only in laboratory and in various marine ecological conditions, but also with hygienic-sanitary aims in coastal areas. Active principles produced by algae during their bloom or released by cells

during the degradation process at the end of the bloom, can carry out antibiotic functions of functions promoting the growth of bacteria. In particular these principles can promote the growth of those bacteria which are used as indicators of sea areas bathing possibility (in national and at EC level legislation) and of other bacteria which can arrive to man through the food trophic chains of fishing products.

Besides negative effects related to eutrophic phenomena that affect aesthetics and some economic activities, such as fishery and tourism, there are some more effects that seem to lead to an apparent environmental "purification". Thus, during the summer period, along Emilia-Romagna coasts the levels of hygienic-sanitary indicator bacteria for bathing increased after a *Gymnodinium* sp. bloom, while they decreased during the maximum bloom period of *Gonyaulax polyedra* (Volterra et al., 1986) and during diatoms blooms of *Chaetoceros* sp. and *Skeletonema costatum* (Bonadonna et al., 1985; Mancini et al., 1989). On the other hand, it is known that dinoflagellates of *Gonyaulax* genus produce metabolites that carry out inhibitory functions, particularly selective on *Staphylococcus aureus* (Burkholder et al., 1960).

While the bloom of *G. polyedra* is accompanied by an "apparent purification" with a decrease in usual titration of "coliforms" as well as a "streptococci", also in areas constantly contaminated by the same bacteria, because of production of substances with an activity of antibiotic kind, other researches have demonstrated that an extract of *G. polyedra* cultivated in laboratory has properties which stimulate the growth limitedly to *Streptococcus faecium* (Piretti et al., 1989). This shows that in various phases of dinoflagellates physiology there is a formation of substances that can have different effects on specific bacteria. While antibiotic effects on usual indicators of faecal pollution (coliforms and enterococci) seem to be related to ectocryn production during algal maximum development phase, the effects which promote the growth, obtained from cell extracts, perhaps may be considered as related to final phase of algal bloom and to decomposition of cells that, from the ecologic point of view, is supported by an intense bacteriological development.

#### 7.4.4 Direct and indirect effects of bacteria on human health

In case of bacterial cycle or planktonic cycle eutrophications the effects of bacteria on human health known at present are direct or indirect. The unique direct effects are the respiratory ones, i.e. these related to production of H<sub>2</sub>S, that strikes the coastal population. The indirect effects are much more numerous and regard the relationships between bacteria and phytoplankton. In fact, marine bacteria can stimulate the production of toxic red tides, whose toxins reach man via food-channel through contaminated fishing products (PSP, NSP, DSP, venerupin poisoning, ciguatera) or, in case of *P. breve*, can have effects at cutaneous and respiratory levels. In the first case the health hazards concern all potential consumers of fishing products containing biotoxins, in the second case only population living on sea, fishermen, tourists and bathers of the area where red tide developed.

Recent evidence indicates that bacteria may be a source of tetrodotoxins (TTX) and saxitoxin (STX) (Tamplin, 1990). Bacteria have been proposed as the source of STX in marine dinoflagellates (Kodama and Ogata, 1988; Kodama, 1989, 1990a-b).

Sousa and Silva (1962) provided early suggestions of a bacteria source of STX, subsequently STX and neo STX were isolated from strains of a cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae*, a procaryotic organism (Alam et al., 1978) and more recently Kodama (1989) has reported that a bacterium (*Vibrio*-like sp.) cultured from *A. tamarensis* produces STX.

Relationships between anthropogenic eutrophication, marine bacteria occurring in *Alexandrium* species and saxitoxins biosynthesis are at present not studied in the coastal area of the Mediterranean sea.

## 8. MANAGEMENT OF EUTROPHICATION

In summing up the previous chapters, the question arises about the guiding principles that address the translation of this information into practical management. There are essentially two different though interconnected outlooks under which the problem must be visualized, each one involving different concepts and approaches that are of equal importance. Their relationship is depicted in Figure 28 in the form of a flow diagram with two cycles.

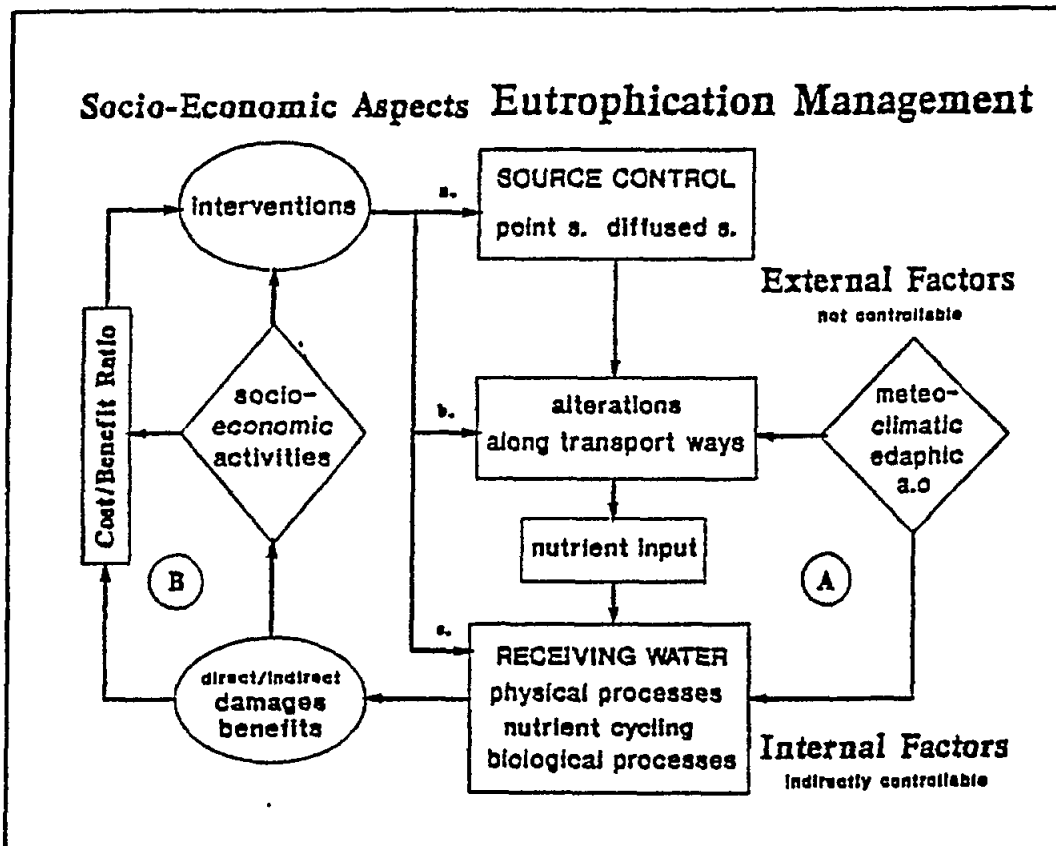


Fig. 28 The concepts of eutrophication management

Cycle A: refers to aspects that relate to the physical side of the system to manage and trace the principal relationship between the basin (sources, path) and the receiving water body. These calls firstly for a sound knowledge of the functioning of the system, and in particular of those conditions and processes that control eutrophication; secondly for a knowledge about the critical points of the system at which interventions into the process are potentially feasible with technological means, and thirdly for a knowledge about those technologies themselves.



Cycle B: refers to aspects that relate to human ie the socio-economic environment, within which eutrophication is perceived as a problem that affects, either directly or indirectly, the socio-economic activities and interests of the resident population, and within which decisions are made.

While these two outlooks are often treated as distinct (the scientific aspects addressed separately from the socio-economic involving two communities, scientists versus administrators/politicians), they must be linked as soon as large scale remedial interventions are at stake. Whether these are technological, or administrative, the matter at this point becomes inevitably political and requires a model different from that discussed in Chapter 3, ie a consolidated integrative model. This is the meaning of the two cycles (A and B).

The scientific/technological aspects that relate to cycle (A) have been discussed in details in previous chapters of this report. Little instead has been said about the second aspect. With regard to the first it is important to recognize a) that there are conditions and processes external to the system, which cannot be altered at all (e.g., meteo-climatic conditions; natural background supply of nutrients from the drainage basin); b) that the critical points of possible attack by which the system processes can be manipulated are essentially only three:

- control at source,
- interventions along the transitional paths,
- interventions into the receiving water body.

Each of these major points of attack involve different approaches that are defined by the properties of the physical system, and by the available technologies and resources.

With regard to the second aspect, it is further important to recognize that the decision to do something about eutrophication, and if so, that the actual choice between options, will not be determined by science alone, but will rather depend on the degree of societal perception of the problem, i.e., the kind of damages and its seriousness in terms of socio-economic activities, as well as on the perceived intent of intervention, i.e., the purpose, and scope to be achieved dealing with the problem. In practice, as with any societal problem that requires solution, the choice between technologically and administratively feasible options is primarily driven by the cost/benefit ratio connected with each particular type of intervention versus the expected gains.

If carried out correctly, the evaluation process that considers all the available alternatives, and in which, both scientists and administrators/politicians are involved, will have to run repeatedly through cycle (B), whereby for each alternative the potential effect on cycle (A) is to be evaluated. The final selection will then be determined by the c/b ratio that is considered optimal in terms of societal expectations. Clearly, the selected alternative will not always be that of the highest c/b ratio; in the contrary most often it is not. Also, the optimal ratio is rarely defined by one unique technological option, but rather by a judicious mix of different technological/administrative options, each one with its own c/b ratio. It must be noted that the c/b ratio includes also time, i.e., the time to realize the intervention, and most importantly, the time that lapses between implementation and the time when benefits will materialize.

Taking as example the reduction of the phosphorus load: this may involve reduction at source (e.g., reduction of polyphosphates in detergents; relatively rapidly to achieve by industries, and indeed already implemented in many countries), precipitation of phosphorus

in urban treatment plant effluent (upgrading of treatment procedures in existing plants, relatively rapidly; building of treatment plants if not already existing, medium time terms), reduction of the use of fertilizers on crop land, application of animal manure on land, restriction of the number of animals (e.g., cattle, etc.) per unit of available surfaces of pastures, adoption of strip farming, etc. (requiring often long-term education and administrative regulation about farm practice).

Further, it should not be ignored that cost evaluations are not always straight forward. E.g., installation and running costs for urban sewage treatment plants are relatively easy to estimate within the usual uncertainty range of changing costs, although actual cost over-runs are frequent. On the other hand, the cost evaluation of sludge deposition is much more uncertain because sludge deposition may create new and unexpected problems, such as limited site availability for deposition, undesirable environmental impact such as toxicity if used in agriculture, a.o. Reformulation cost of detergents will be hidden in consumer costs, as are installation and running costs of say food processing industries that are required to clean their effluent, etc. On the other hand, there may also be gains, say to farmers using less fertilizers, which however may be offset by required changing work procedures.

With the same token, benefits cannot always or exclusively be evaluated in terms of tangible money gains. Benefits such as increased amenities e.g., cleaner bathing beaches, reduced health risk, augmented sport fisheries, etc. are still desirable societal objectives for themselves regardless of the extent of connected economic gains. Economic returns are often indirect, and as such difficult to evaluate.

For further worthwhile reading on the subject, in which details are elaborated on several aspects touched upon, refer to Fole and Kåberger (1991).

## **B. REMEDIAL ACTIONS AND CONTROL MEASURES**

### **9. MONITORING, PREDICTION AND DECISION MAKING**

Monitoring, in the context of the assessment and protection of the marine environment, is here defined as the repeated measurement of an activity or a contaminant or of its direct or indirect impact (Villa, 1989; Rinaldi, 1990; Vollenweider, 1992; Bonalberti *et al.*, 1992; Bucci *et al.*, 1992; Volterra *et al.*, 1992).

In practical terms, monitoring can fall within the following three categories :

- monitoring for regulation purposes (control);
- monitoring of levels and trends;
- monitoring for scientific purposes.

The monitoring for scientific purposes is generally the main step for establishing monitoring of levels and trends which in turn provides useful information for defining the parameters of control (monitoring for regulation purposes).

In order to define the monitoring programmes of the marine environment, the following operational objectives, which have a high degree of universality, must be taken into consideration:

- Protection of human health;
- Protection of marine life and its environment;
- Assessment of levels and trends.

### 9.1 Monitoring of eutrophication

In the pelagic domain, monitoring of eutrophication should be relatively straightforward. The only difficulty may be in finding the most cost-effective strategy. Two major strategies are available, namely remote sensing and direct measurements in the field.

#### a) Remote sensing

Remote sensing may be successfully employed when eutrophication extends over large areas such as the northern Adriatic Sea or the Aegean Sea. Although the satellite operated Coastal Zone Colour Scanner (CZCS) has been terminated, the possibility of using LANDSAT's thematic mapper or SPOT's sensors still exists: their low sensitivity is overcome by the high chlorophyll content of the upper layers of the eutrophic areas. Another possibility is the use of airborne spectral scanners or even aerial photographs to monitor the extent of eutrophication (Zevenboom, 1989; Zevenboom *et al.*, 1989; Zevenboom *et al.*, 1990).

#### b) Direct measurements made in the field

No single analytical tool is adequate to measure the degree of eutrophication of a given body of water. Instead, most experts believe the best approach is to measure many different parameters and to synthesize the results into a general model providing an overall, somewhat integrated degree of eutrophication for the water. Unless proper selection of the parameters to be measured is made, the amount of work required to assess the extent and intensity of eutrophication may be rather costly.

Much in the same way that the information provided by remote sensors on the surface layer is used to evaluate the entire water column, direct measurement of surface variables may be used to infer what is happening at deeper layers. However, subsurface and near bottom waters should also be monitored, particularly in relation to monitoring of the benthic domain.

Direct observations by SCUBA or underwater TV can also be very useful in detecting changes in benthic populations, especially in the early stages of deterioration.

### 9.2 Major variables to be sampled

Various parameters such as suspended solids, light penetration, chlorophyll, dissolved oxygen, nutrients, organic matter, etc. may be determined either at the surface or at various depths.

If only limited means are available, determination of those parameters that synthesize the most information should be retained. Chlorophyll determinations for example, although not very precise representations of the system, are data which provide a great deal of information. Reliable data on nutrients are extremely useful indicators of potential eutrophication. Turbidity and water colour may also be a good measure of eutrophication, except near the mouths of rivers where inert suspended solids may be extremely abundant. Dissolved oxygen is one parameter that integrates much information on the processes involved in eutrophication, provided it is measured near the bottom or, at least, below the euphotic zone where an oxycline usually appears.

- Nutrients

The concentrations of plant nutrients reflect the balance between a large number of physical and biotic processes. Therefore nutrient concentrations (N, P, Si) in every form (organic, inorganic, dissolved, particulate) should be determined. Although phosphorus has been the most popular nutrient determined in fresh water systems, there are good reasons to believe that nitrogen in any of its forms may play a more important role in most, though not all, marine systems. Silicate is a good indicator of fresh water dispersion and of the potential for diatom blooms.

- Bacteria

It is suggested to monitor the total aerobic, and possibly anaerobic, bacterial count using sampling opportunities of sanitary monitoring programmes.

- Standing crop of algae

Volume or dry weight-of plankton in a vertical haul of a plankton net from bottom to surface can provide an estimate of potential grazing intensity by mesoplankton.

- Dissolved oxygen

One of the more frequently used parameters for assessing the eutrophication of water bodies is the oxygen concentration in the lower layers. Oxygen depletion in the lower layers, particularly when there is a strong stratification, is probably the most widely used index that distinguishes between eutrophic and oligotrophic waters. The rate of depletion of oxygen from the lower layers depends, of course, to a large degree on the hydrodynamics of the region.

- Turbidity

Light penetration, an inverse function of water turbidity, is one of the most widely used measurements in aquatic monitoring. If possible a light profile should be determined, or at least a Secchi disk reading must be taken. Although sometimes criticized because of its simplicity, the Secchi disk is an important tool in marine studies on eutrophication, and the determination of water colour (Forell scale) is also important.

### 9.3 Sampling and analytical techniques

Sophisticated instrumental techniques exist for the automatic measurement of the above variables. Normally however, some of the analyses are carried out in the laboratory, therefore field sampling and sample preservation are required.

Most scientists use fully comparable techniques, some of which have become practical standards. However, an effort should be made to harmonize those sampling and analytical techniques considered to be the minimum required to monitor eutrophication phenomena. This alone can enable comparison of the results obtained by various research groups.

### 9.4 Location of sampling sites and frequency of sampling

The location of the sampling stations should be selected on the basis of previous knowledge of the morphological and hydrodynamic characteristics of the area. Good

coverage of the sources of eutrophicants is extremely important, as is the choice of stations. These should cover the full range of environmental conditions from near-shore eutrophic waters to offshore, more oligotrophic waters.

Direct measurement by moving ship of many of the variables previously mentioned, when used in conjunction with computerized data acquisition, allows for a practically real time display of the conditions encountered in the area.

In order to estimate the variation of potential eutrophication, a monthly frequency is recommended. The frequency should be increased during critical periods, which may be identified during sanitary monitoring programmes.

Because of the great variability of the pelagic system, strongly correlated to meteorological changes, bursts of intensive sampling and/or measurements (round the clock) during one day periods, may be preferable to more sparse sampling campaigns.

Monitoring of long-term changes over at least 5 to 10 years is necessary, and must concentrate of selected variables which are easy to estimate. On a long-term scale it is most useful to measure changes in the area in which the surface chlorophyll concentration is above a certain value, and the oxygen concentration in the lower layers is below a certain value.

#### 9.5 Policy analysis

Environmental managers seek advice on which policies to pursue in managing the problem of eutrophication. Modelling, field data collection, and laboratory and field experimentation have an important role to play in the evaluation of these policies. The results of policy analyses presented to the manager can be regarded, in their simplest form, as a table or score card on a single page which facilitates the complex trade-off which must be made in the making of a decision.

The score card consists of an array of squares. Each square contains a number or qualitative index, which measures, or scores, the performance, impact, cost or benefit of each policy option under chosen political, economic, social, legal and environmental headings. Models, whether they are socio-economic or ecological mathematical models solved on a computer, or mesocosms in the laboratory are the tools which provide the entries in the score card. Hence, modelling should always be governed by a question to be answered, in this case: what value should be entered in a given square of the score card and what is its uncertainty ?

When there are significant aspects of the eutrophication phenomenon which are not understood (for example, the response of plankton species to a new nutrient control technique) a combined application of mathematical modelling, field data collection, laboratory and field experimentation can be recommended. In this case also, modelling is governed by a question to be answered.

Since models are always a simplification of reality, the question posed guides the simplification. The resulting model is a limited set of working hypotheses to be confronted with laboratory and field experiments which are designed to test them. The qualitative and quantitative comparison of model predictions with field and laboratory data may force a revision of the model, and the emergence of new hypotheses.

## 9.6 Environmental capacity

According to the definition given by GESAMP Reports and Studies No. 30, the use of the marine environment for waste disposal should be based on an assessment of the local capacity to accommodate a rate of waste discharge, without unacceptable impacts on the environment. The acceptability of the impact is a subjective judgement which should be reflected in environmental standards set nationally or internationally. From a purely scientific point of view, following again the GESAMP definition of marine pollution, any discharge which has no deleterious effects on the important components of the ecosystem or on the various uses of the marine environment., is acceptable.

Assessment of this capacity must take into account such physical processes as dilution, dispersion, sedimentation and upwelling, as well as chemical, biological and biochemical processes which lead to the degradation or removal from the impacted area of eutrophicants, until they lose their potential for unacceptable impact.

The environmental capacity of an area for eutrophicants may be calculated, appropriate models providing a preliminary assessment that can be progressively refined by the inclusion of more parameters and variables and by experimentation.

## 9.7 Mathematical models

Mathematical models provide a means for synthesising available knowledge and for testing control hypotheses.

The models should elucidate the most important factors affecting the ecosystem, and the principle of parsimony should be advocated in order to reduce the large number of physical, chemical and biological state variables to an essential and sufficient number compatible with the questions to be answered.

A careful choice of space and time scales, boundaries and boundary conditions, should be made in relation to the morphology and stratification of the area and the nature of the problem.

Models of eutrophication may be based on the following principles:

- conservation of mass, momentum and energy,
- process kinetics,
- stoichiometry.

See for example O'Kane et al. (1990), Betello and Bergamasco (1991), Rajar and Certina (1991), Bragadin et al. (1992), Giovanardi and Tromellini (1992a), Guidorzi et al. (1992) and O'Kane et al. (1992).

From these, a set of simultaneous non-linear differential equations is derived in terms of the chosen state variables. "Process kinetics" provide some of the terms of the right hand sides of the chemical and biological equations, for example, specific growth and death rates of populations of plankton and bacteria. Laboratory and field experimentation is essential for the precise specification of their dependence on forcing functions such as temperature and light. When the model contains several subsystems interconnected by mass flows due, for example, to ingestion and excretion, the stoichiometric conversion factors must also be determined.

Forcing functions such as inflows of nutrient, light, temperature and wind, drive the model. Those forcing functions which are subject to alteration by man are called control variables or functions.

Some of the following control variables will always be present in a eutrophication model:

- mass discharge rate of nutrients from point and diffuse sources;
- location of the discharge points;
- harvesting or biomass;
- dredging of nutrient-rich sediments;
- burial of nutrient-rich sediments with inorganic material;
- biocide inputs, etc.

"What-if" experiments can be made with the model in order to support the decisions of the manager. If the chosen control strategy achieves the predicted response, the hypotheses or the model stand. Any disagreement between predicted and observed response of the trophic system necessitates a revision of the model. Clearly, the approach presented here demands the co-operation of many different specialists and provides a focus for it (Fedra, 1988).

## 10. POSSIBLE PREVENTIVE AND REMEDIAL ACTIONS

There is evidence that in some coastal areas of the Mediterranean Sea the inputs of eutrophying substances, particularly phosphorus and nitrogen, exceed the capacity of the receiving environment.

Since the Mediterranean is generally an oligotrophic sea, small sewage discharges on open coastline shores, if properly spaced, can normally be disposed into the sea without extensive treatment, via submarine pipelines with diffuser outlets at an appropriate depth and distance from shore.

For larger discharges or the concentration of several small ones in an area, especially when situated within bays, additional treatment or other measures for reduction of nutrient loads, e.g. reuse of waste waters, recycling in aqua culture, is required.

The type of treatment and disposal design depends on the overall inputs and environmental receiving capacity (for pertinent Guidelines etc. see UNEP/WHO, 1982. This should be decided on a case-by-case basis, taking into consideration all the load of existing and planned discharges versus the receiving capacities.

When important loads, carried by rivers and originating from point and distributed sources, overwhelm the point discharges along the shores, the simple control of the latter is not sufficient. In these more complex situations, such as in the North Adriatic, it is essential to add appropriate interventions in order to reduce the inland nutrient loads.

The fundamental steps in the decision-making processes at the strategic planning and policy level can only be performed through the improvement of knowledge, as obtained by research, assessment and monitoring.

The definition of most appropriate strategies of intervention requires a preliminary cost-effectiveness evaluation, in an overall policy analysis framework, of the role of the different factors which relate to the origin, transport and dispersion of nutrients. The analysis of the point sources (urban and industrial effluents), of the distributed sources (diffuse and linear erosion, fertiliser run-off, etc.), of the transport and diffusion mechanisms, as well as the biological and ecological processes which are driven by the meteorological, hydrological, hydrochemical conditions, is of increasing complexity.

If eutrophication is to be contained, an initial evaluation is needed to establish which nutritional substances provide the main stimuli for algal growth, and which tend to limit it. Research must also identify any concurrent factor (limited circulation of water, imbalances in the food chain, etc.) and the ways in which some of these might be corrected.

These elements of information must come from an exhaustive investigation of the system. A reliable monitoring program and an expert analysis of the data collected will provide the ultimate basis for decision on any actions to be taken.

In the case of coastal marine areas, where the organisms involved in eutrophication are primarily phytoplankton, the most effective remedial action will be reducing the growth limiting factor. Around the Mediterranean situations of eutrophication dependent, in terms of growth limitation, on either or both, nitrogen and phosphorus. Nitrogen limitation is likely the prevailing condition in open offshore waters, prevailing phosphorus limitation has been identified in the Northwest Adriatic. Both factors are supplied by sewage discharges, which reach the sea either directly, or via rivers.

The situation in lagoons and deltas differs from open coastal areas. Such systems are characterised in most instances by brackish, shallow waters of limited communication with the open sea; they will often be affected by invasive accumulations of macroalgae (mainly ulvaceae). Here, eutrophication is generally the result of an excessive influx of nutrients (nitrogen compounds in particular) coming mainly from the drainage of farmlands. In addition to the trophic component, due consideration must be given to man-made structures (harbour walls, docks, breakwaters, etc.) which in many instances isolate stretches of water from the sea and thus give rise to stagnation.

In respect of nutrients, the scope for preventive and remedial action is relatively wide. The possibilities include:

- a) Elimination of nutrients at source. Preventive measures can be taken to rationalize the methods of cultivation used in farming; control the distribution of livestock husbandry activities over the territory; reduce or replace tripolyphosphates in detergents; encourage the adoption of manufacturing technologies with a low trophic impact.
- b) Reduction of nutrients in effluent. Implementation of advanced treatment in sewage purification plants (tertiary treatment) to reduce phosphorus and nitrogen levels in sewage effluents is recommended for treatment systems on coastal sites, or anywhere near to eutrophic bodies of water.
- c) Isolation of nutrients from coastal water systems. Effluent discharged from treatment plants may be recycled back into agriculture (fertirrigation) or carried by submarine pipelines to outflow points removed from the immediate coastline.



## 10.1 Elimination of nutrients at source

### 10.1.1 Agriculture and livestock

Measures that can be taken in agriculture to reduce the burden of nutrients (nitrogen compounds in particular) are preventive in character, and concerned foremost with the rational use of fertilizers. In essence, kind and amounts of fertilization should be reconciled with and proportioned to the nature of the soil and the nutritional requirement of the crops to be cultivated. A rational approach in this regard will not only reduce losses of useful fertilizer simply being washed away due to surplus amounts used, but also bring considerable economic benefits to farmers by saving on unnecessary consumption. Another important avenue of improvement that might be pursued is the adoption of "slow release" synthetic fertilizers.

Also, irrigation systems should be improved in order to minimize losses by wash-out and erosion. Erosional losses can also be minimized by various methods of strip farming, like protective strips of grassland around crop land; alternation and systematic rotation of crop types in adjacent strips; etc. Particularly important in hilly regions is ploughing and cultivation across to, not with the slopes of terrains.

Radically different from simple fertilizer and soil control is the option of selecting "genetically improved" crops having a greater capacity for assimilation and accumulation of nutrients (which will therefore be taken up from the soil more rapidly and efficiently), or having a lower requirement in respect of certain nutrients (allowing a reduction in the use of fertilizers).

In the area of livestock husbandry, action can be taken both to treat sewage and to encourage manure-spreading. Sewage purification by appropriate treatment is possible in theory, but costly, and often impracticable because of lacking technical know-how by rangers regarding the running of treatment plants. Spreading is easier, and widely practised. Whilst the manuring of agricultural land is certainly beneficial, in view of the fertilizing and organic substances that are added to the soil, local and regional development authorities must take care nonetheless to avoid excessive concentrations of livestock in a given territory, preferably at the planning stage, since extensive spreading may carry the risk of contaminants washing into surface waters and percolating down to the aquifers, and in case of continued excessive spreading to damage soils.

### 10.1.2 Detergents

Utilized as a tripolyphosphate in detergents, phosphorus has the advantage of being a relatively cheap additive for enhancing the capacity of a washing product to remove dirt; conversely, it has caused serious problems in aquatic ecosystems, and indeed continues to do so. Many researchers from the 'fifties onwards have shown how instances of eutrophication began to increase in number as the use of such washing products became widespread. On the prevention front, polyphosphate elimination at source can be achieved by adopting alternative substances which perform the same function. Polyphosphate reduction and substitution has already been effected in many countries, with the introduction of new zeolite formulations containing salts of nitrilotriacetic acid (NTA) or citrates.

### 10.1.3 Industry

The preferred action is without doubt to adopt production cycles which reduce or prevent the formation of nutrient-rich liquid waste. At all events, the industrial processes

presenting the greatest risk are those connected with food processing, such as dairies, slaughterhouses, canneries, breweries, etc., and manufacturing industries, such as paper and leather products. In these instances, all waste should be treated before being discharged into any body of water.

## 10.2 Reduction of nutrient levels

### 10.2.1 Sewage treatment plants

There are various methods of purifying raw sewage from urban and industrial complexes. According to the level of purification to be achieved, one distinguishes between primary (simple gross sedimentation and clarification), secondary (biological treatment, oxidation and clarification), and advanced or tertiary treatment to substantially reduce phosphorus and nitrogen levels. Standard biological treatment will reduce phosphorus and nitrogen by some 20 or 25%. In the case of phosphorus greater reduction is achieved by chemical precipitation, adding salts of aluminium and iron at certain stages of the treatment process. With to-day standard technology as much as 90% reduction can be easily achieved; using advanced technology another 5 to 9% can be gained, but treatment costs will substantially increase.

Nitrogen can be reduced by biological methods based on processes that occur spontaneously in nature, namely nitrification and denitrification. The methods most widely used consist in a sequential process chain (aerobic-anoxic, anoxic-aerobic, alternated aeration), designed to modify the oxidation state of nitrogen to obtain its release ultimately in volatile form. Nitrogen reduction technology is relatively costly, and only warranted, where nitrogen load from urban areas makes out a substantial fraction of the total nitrogen load.

A somewhat different but corresponding biological method has also been developed for phosphorus, but the technique has not generally been adopted yet.

### 10.2.2 Other forms of purification

In addition to methods of nutrient reduction in conventional treatment plants, there are other methods available (Merrill, 1991), such as phytoremediation, lagooning and fertirrigation, to cut down the nutrient load. These are usually applicable only downstream of the plant. Methods of this kind have been tried in many parts of the world. The first two are based on the capacity of growing plant biomass (either naturally growing or introduced as in the case of water lilies) to absorb large amounts of nutrients, and thus to abstract them from the body of water.

Biomass grown in this way in lagoons, like the macroalgae (ulvaceae) that often tend to amass in their relatively still and/or shallow waters, must be removed periodically to minimize the risk of new release of nutrients that would otherwise accumulate in the basin by mineralization, and hence upset the rationale for the procedure. Among the main drawback which frequently disallow the adoption of such a solution are discernible in the costs of transporting the large volumes of biomass collected, the lack of suitable storage sites, and the lack of opportunities to rationally utilize the biomass stored for other purposes.

Composting and utilization for soil conditioning is limited by reason of the high salt content of marine macroalgae. Biomass of e.g., water lilies has been utilized for feed of hogs, biogas, and paper. However, this otherwise highly efficient water plant for removing nutrients

presents also a risk, particularly in warmer climates, because of its invasive potential; indeed, water lilies have become a pest in water courses, lagoons and reservoirs throughout the world.

In fertirrigation, by contrast, partly purified water is returned to agricultural lands and reused (Rismal, personal communication). Besides watering the soil, fertirrigation serves to recycle nitrogen, phosphorus and organic matter in a cultivation environment (accordingly, elimination of nutrients from sewage in this instance would be illogical and counterproductive). Naturally, the risk of contamination from bacteria or other pathogens (viruses, fungi) must dictate caution in the use of any such procedure for crops like salad and fruit; on the other hand there is practically no health hazard in applying fertirrigation for others crops destined to be stored and processed (cereals in general, sugar beet, etc.).

### 10.3 Other courses of action

Alternatively to full sewage treatment, lagooning and otherwise, there is the option of discharging urban and/or industrial sewage effluents by way of pipelines laid on the sea bed out to deeper offshore waters. This arrangement is not recommended for shallow inshore waters and sheltered bays, where the discharged waste can resurface, or accumulate progressively by reason of insufficient dispersion. A further often used but questionable procedure is to transport solid and/or liquid waste by tanker out into the oceans, far from land, where the risk to contaminate the coastline appears attenuated.

### 10.4 Monitoring programmes

As an essential complement to interventions, monitoring programmes should be established.

Monitoring programmes are in fact an essential prerequisite for the assessment and the control of the evolution of phenomena as well as of assessment of the effectiveness of the interventions.

For their establishment the following point should be considered:

- Monitoring objectives must be reformulated in a more coherent way in order to make planning more comprehensible and effective (Reuss, 1990);
- It is necessary to reaffirm the crucial role of the monitoring of pollution sources (UNESCO, 1988);
- The first essential phase is to establish beyond the shadow of doubt the baseline contamination levels, before establishing permanent programmes for certain areas of special concern;
- A biological effects monitoring programme must be devised and implemented within the MED POL framework (UNEP, 1992);
- The quality assurance programme for results must not only be continued but reinforced as well;
- At the same time, all research efforts which might add to the general knowledge of the marine environment must be encouraged in order to promote the optimisation of monitoring programmes.

Once the phenomenon to be monitored or studied has been identified, it is of the uppermost importance to plan a monitoring programme, that both in terms of frequency in time and distribution and typology of sampling in space will be representative of the phenomenology under study as well as of the sequential mechanisms and the triggering effects: in other words it is necessary to establish a redundant programme that will allow for grasping the most relevant events happening during the process. From the correct interpretation of the phenomena and the implications in terms of environmental and hygienic-sanitary impact, may descend the correctness of the interventions.

Among the general objectives that should characterise the control and management programmes for the coastal zones, the following items should be considered:

- Control of the environmental conditions and the qualitative status of the water body:
- climatic variations (Stravisi, 1991; Cacciamani et al., 1992);
- definition of the trophic state;
- presence of algal blooms;
- presence of dystrophic conditions (anoxia of bottom waters);
- pollution levels;
- presence of toxic micro-algae;
- quality standards for recreational activities.
- Time evolution of phenomena under control using long time series (see Penna, 1990; Aertebjerg, 1991; Beukema, 1991; Braun, 1991; Cescon, 1989; Dooley, 1991; Eleftheriou, 1991; Heip, 1991; Herman, 1991; Kendal, 1991; Skojldal, 1991):
- trends of parameters indicating the trophic levels (nutrients, chlorophyll, etc.);
- trends of traditional pollutants (heavy metals, pesticides, radio nuclides, etc.);
- changes in the typical phitoplanctonic species (Hickel, 1991);
- dynamics of the fauna (particularly in terms of bentonic ecosystem) and flora (Hutchinson, 1991, Neiland, 1991);
- assessment of rehabilitation plans and validation of the effectiveness;
- applied scientific research.

Therefore, the quality management of coastal waters should be derived from an integrated monitoring programme and process modelling which will include:

- "point" and "distributed" nutrient sources;
- transport of nutrients;
- hydrodynamics of the coastal waters;
- a description of the ecological and physiological processes triggered by the excessive nutrient loading and the consequent environmental degradation phenomena.

#### 10.5 Mathematical models

In addition to the monitoring programmes and the establishment of geo-related data bases, the use of models is essential on the one hand for the coherence analysis of the available data and the understanding of phenomena, and on the other hand for the planning and the evaluation of the effectiveness of the management policies such as:

- point source control by means of sewage treatment and disposal;
- distributed source control by means of soil conservation techniques and fertiliser restrictions;

- inland water management;
- improvement of dispersion of nutrients in the coastal waters; - waste water reuse and recycling in aqua culture.

## 11. EXISTING NATIONAL AND INTERNATIONAL LEGAL MEASURES

### 11.1 National legal measures

This section is not complete as only a few Contracting Parties made available such information.

#### **France**

- The law of May 2, 1930 relating to sites protection (Coulet, 1991);
  - The law of December 16, 1964 relating to water regulation and the fight against pollution, that concerns the various categories of water and the control of pollution through the technique of discharge authorizations: besides, it aims, thanks to the receipt of fees by water Agencies from polluters, at financing equipment to fight against pollution;
  - The law of July 10, 1976 relating to the protection of nature;
  - The law of July 19, 1976 relating to classified installations for environmental protection grants administration with a police power in order to fight against damages provoked by polluting installations, especially industrial;
  - The decree of November 25, 1977 relating to protection of biotopes;
  - The law of January 7, 1983 on sea development schemes in order to settle fundamental policies of protection, exploitation and coastal improvement;
  - The law of January 3, 1986, relating to the coast, establishes rules aiming at the protection of zones still spared by equipment;
  - The decree of April 25, 1988 relating to natural regional parks.
- In addition special provisions have been adopted concerning products issued from the lagoons exploitation. Several texts define conditions of dispatching or selling to the consumers (decree of August 20, 1939, modified by the decree of June 12, 1969, decisions of October 20, 1976 and of December 21, 1979).

#### **Italy**

- Norms for prevention of water pollution (Merli bill) Law May 10, 1976, n. 319 (Official Gazette n. 141 of May 29, 1976) which concerns:
- Discipline for the effluents of any kind, public or private, direct or indirect, into surface and subsurface waters, internal or marine;
- Formulation of general criteria for the use and discharge of waters in relation to urbanisation;
- Organisation of public services for water distribution, sewers and water treatment.
- Formulation of a general water rehabilitation plan;
- Systematic monitoring of qualitative and quantitative characteristics of the water bodies.
- Rules for the protection of the sea (prevention and protection of the sea resources). Law December 31, 1982 n.470 (Official Gazette Ordinary Supplement n. 16, January 18, 1983, which concerns:
- Organisation of a sea environment protection service and coastal waters control;

- Organisation of a prompt intervention service for the protection of sea waters and coastal zones from pollution caused by accidents;
- Penal law norms against the discharge of forbidden substances from merchant ships;
- Institution of marine reserves.
- Urgent dispositions for the protection of areas of particular environmental interest. Decree June 27, 1985 n.312, converted into law August 8, 1985, n. 431 on the protection of coastal areas. (Official Gazette n.152, June 29, 1985)  
Regional Governments are urged to prepare urban and land use plans in order to define and to exploit areas of special environmental interest.
- Urgent dispositions for the containment of eutrophication phenomena.. Decree November 25, 1985 n.667, converted into law January 24, 1986, n. 7 on the limitation of nutrients load. (Official Gazette n.277, November 25, 1985).  
The law aims at the reduction of sea and lake eutrophication of anthropic origin on the basis of norms finalized at the reduction of phosphorous and of other eutrophying substances released by communities, agricultural and industrial activities and by promoting the use and the spread of appropriate water treatment plants.
- Institution of the Ministry of Environment and norms relevant to environmental damages. Law July 8, 1986 n.349 (modified by Law 305 of August 28,1989) (Official Gazette n.162, July 15, 1986).  
Scope of the Ministry is to assure, in a comprehensive framework, the promotion, the conservation and the rehabilitation of the appropriate environmental conditions essential for the fundamental interest of the Community and for the quality of life. In addition the Ministry must operate in order to preserve and exploit the national natural patrimony and to protect the natural resources from pollution.
- Dispositions for the fulfilment of obligations deriving from Italy being a member of EC.Law December 29, 1990 n.428 (EC Law for 1990 - Item 12 "environmental protection"). (Official Gazette n.10, January 12, 1991) concerning:
- Rehabilitation and conservation of environmental quality standards in order to protect the fundamental interests of the community, the quality of life, the conservation and valorisation of natural resources by means of:
  - measures for health and environment protection;
  - measures for environmental watch and control;
  - measures aiming to the prevention from environmental damages and restoration;
  - measures for the elimination, and recycling of polluting substances.

For a comprehensive bibliography see the publication edited jointly by CISDCE and MAE, 1991 and Capria, 1988.

### **Spain**

- Spanish Shores Act (1988) aimed to:
  - a) Define the portion of the cost which should be legally considered as public property and ensures its integrity and adequate preservation.
  - b) Guarantee the public use of the sea, the shores and the remaining portion of the coastal public property.
  - c) Regulate the rational use of said properties under terms which suit their nature and purpose and which respect the landscape, environmental and historical heritage.
  - d) Achieve and maintain an adequate level of water and shores quality.

The Shores Act, therefore, does not regulate and order all aspects that affect the coastline. The distribution of responsibilities that the Spanish Constitution establishes in this respect between the various Public Administrations gives the arrangement for territorial and urban planning to the Regional Governments and to Town Councils (Montoya, 1991).

## Turkey

The Environment Law of 1983 is a blueprint law considering the environment as a whole. It is the basis for a range of rules to control air and water pollution, and to limit noise and solid waste. It endorses the "polluter-pays" principle and plans the setting up of an environmental fund that will receive pollution charges from the industries according to the pollution hazards they represent. A percentage of the fines paid for pollution discharge will be given to the fund and to municipalities. The law does not only aim to prevent or eliminate pollution but also to allow for the management of natural and historical assets in order to preserve them for future generations.

The main components of the environmental legislation as far as marine pollution is concerned, are:

- 1985 Regulation on the Pollution Prevention fund
- 1988 Regulation on Water Pollution Control
- 1991 Regulation on Solid Waste Control
- 1993 Regulation on the Control of Harmful Chemicals and Products
- 1993 Regulation on Environmental Impact Assessment
- 1993 Law changing the Municipality Income Law (Cleaning Tax)

### 11.2 International legal measures

Information on the EC Environment directives can be found in Capelli and Friz (1987). More recently, the following directives were issued:

- Council Directive of December 12, 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (Official Journal of the European Communities No L 375/3 - 31/12/91).

This Directive has the objective of:

- reducing water pollution caused or induced by nitrates from agricultural sources and
- preventing further such pollution.

The Member States are compelled to:

- Identify the polluted water bodies;
- Designate as vulnerable zones all the draining areas contributing to pollution.

In addition the Directive dictates a number of actions to be taken by the Member States in order to set up action programmes aimed at improving agricultural practices and taking additional measures and reinforced actions in order to meet the objectives of the Directive.

- Council Directive of May 21, 1991 concerning urban waste water treatment (Official Journal of the European Communities No L 135/40 - 30/5/91).

This Directive concerns the collection, treatment and discharge of urban waste water and the treatment and discharge of waste water from certain industrial sectors.

The objective of the Directive is to protect the environment from adverse effects of the above mentioned waste water discharges.

## 12. RATIONALE FOR ESTABLISHING CONTROL MEASURES

In order to establish control measures aimed at the reduction of the eutrophication phenomena, it is essential to recognise the following points:

- (a) the phenomenon known as eutrophication is affecting, to a greater or lesser extent, many coastal areas around the Mediterranean Sea, particularly in shallow or land-locked basins;
- (b) the causes are the discharges into coastal waters, either directly or through the catchment basins, of substances originating from land, mainly nutrients (phosphorus, nitrogen, etc.) and biodegradable organic matter containing nutrients;
- (c) the effects of intense events, even if temporary, often cause massive mortalities of marine organisms due to anoxia and consequent production of toxic H<sub>2</sub>S, and result in a foul smell of the waters and the shorelines due to decomposing materials, therefore seriously impairing the legitimate uses of the sea by threatening the living resources, the natural heritage including genetic resources, and the recreational and aesthetic amenities;
- (d) there is ample scientific evidence of the increased spreading and intensity of eutrophication in some areas possibly endangering natural equilibria in larger areas of the Mediterranean Sea,
- (e) there are nevertheless clear gaps in the scientific knowledge of the important physical, chemical and biological processes which control the intensity of the phenomenon in the various areas,
- (f) methods already exist for the abatement of the intensity and extension of the phenomenon through proper policy analysis and the use of legal, technical and other measures envisaged inter alia in the Mediterranean Action Plan.

## 13. RECOMMENDED ACTION

### 13.1 Monitoring

It is essential to extend the monitoring component of the MED POL programme within the framework of the Mediterranean Action Plan, to cover those areas showing clear signs of eutrophication, to cover the inputs of eutrophicants and the physical, chemical and biological parameters and variables cited in the guidelines. In establishing this extension, the spatial characteristics of the impacted areas, the ease of assessment, and the appropriateness of the measures taken should be considered.

In addition, the monitoring of and research on eutrophication, which are being carried out or planned, should be mutually supportive and beneficial to each other.



### 13.2 Assessment of the present status

As the present assessment is very general, it is suggested that detailed assessments of the state and extent of eutrophication in the Mediterranean Sea are prepared by region giving special attention to the monitoring of coastal areas.

The ecological assessment of the state and the extent of eutrophication requires an investigation of community structure and diversity, which should consider the different compartments of plankton and benthos, and indicate the activity at different levels: species, populations and communities.

### 13.3 Inventory of land based sources

There is an urgent need for a survey and for the establishment of a geo-related inventory of land based sources to be linked to the monitoring programmes.

When producing an inventory of land based sources of pollution in the Mediterranean Sea attention should be paid especially to those substances which cause eutrophication and, whenever possible, to the effects they cause around the discharge sites.

### 13.4 Scientific action

It is necessary to complement the already ongoing monitoring and assessment efforts, and to provide scientific information as required for modelling and control policies, by conducting specific research focused on the following objectives :

- (a) Factors controlling eutrophication processes;
- (b) The structure and function of eutrophic ecosystems and the relevant hydrodynamics as the basis for the determination of their receiving capacities for eutrophicants;
- (c) Classification of the stages and degrees of eutrophication on the basis of quantitative parameters;
- (d) Investigation of the recovery processes in ecosystems that have been modified due to anoxia and mortalities induced by eutrophication;
- (e) Further development of scientific methods as needed, particularly for the monitoring and ecological assessment programmes.

It is recommended that the policy analysis of eutrophication be strengthened in order to take into account the complex socio-economic, legal and political factors which influence both the perception of the problem and what should be done about it. Reliance on legal instruments alone, e.g. the protocol on land-based sources of pollution, in some cases may not be an effective means of managing the open-access common-property marine resources of the different parts of the Mediterranean.

It is also recommended that a problem-oriented approach be pursued in addressing particular cases of anthropogenic eutrophication.

Mathematical modelling should be used as a means for:

- (a) co-ordinating the work of multi-disciplinary teams of physical, chemical and biological specialists in the interpretation of the phenomenon;
- (b) improving the design and operation of monitoring networks;
- (c) testing control techniques.

However, mathematical modelling should not be regarded as a substitute for the scientific approach; on the contrary, an integrated programme of data collection, field and laboratory experimentation and modelling which addresses specific and concrete questions is the best way forward.

## Appendix I

### MEASUREMENTS OF BIOMASS

It is not the place here to enter into methodological questions of how to measure biomass in the aquatic environment. The reader can find pertinent information in several Handbooks. Nevertheless, it seems advisable to give at least some hints to current measurement concepts, as an comprehension of this matter is crucial from both, theoretical and practical considerations.

Among the respective problems to mention are those regarding, e.g., consistency, comparability and interpretability of data gathered. This entails several elements: a) statistical significance of the one sample; b) variability of replicates; c) variability of the surroundings; d) data cohesiveness over a larger spatial segments (which are either homogenous, inhomogeneous, or characterized by gradients); e) variability in time over the same spatial unity.

These points are pertinent all measurements, regardless of whether the biological entities in question are phytoplankton, macrophytes, zooplankton, bottom fauna, fish, bacteria, or else.

Further it is to be noted that non of the various measurements listed below is a perfect expression of biomass. Indeed, biomass per se is not measurable. Biomass can only by interpreted from substitute measurements of miscellaneous quality and comparability. Because of limited analytical capability (either in terms of instrumentation, manpower and logistic resources), actual measurements are often restricted to some components; others are estimated indirectly using conversion factors. This may, or may not be justifiable in the light of present knowledge. To note: simple conversion from one dimension to another does not add new information. Therefore uncritical use of converted data can be misleading.

The following are a view remarks to the most common measurement types and respective notions.

- (a) Gross measurements
  - (i) Counts and biomass volume
  - (ii) Wet and dry weight
  
- (b) Substitute measures
  - (iii) Pigments
  - (iv) Elemental composition (POC, PON, POP)
  - (v) ATP
  - (vi) Biochemical components

The classical methods to quantify biomass is counting of numbers of specimens per species found per unit of volume or surface. This presupposes, of course, identification of species. This latter is primarily a taxonomic problem that requires experience. Taxonomic expertise is diminishing among aquatic biologist; still, specialists in various fields of taxonomy exist around the world, which in case of uncertainty have to be contacted.

a) Plankton and bioseston

A common praxis to estimate partial phytoplankton volume per species is to multiply the number of cells or colonies counted per ml (or lt, or m<sup>3</sup>) by the volume estimates of single cell units or colonies for each species. Single cell volume is obtained from (simple or composite) geometric approximations of the cell shape (spheres, ellipsoids, cylinders, cones, etc.). Unit measures are "u<sup>3</sup>" (10<sup>-9</sup> mm<sup>3</sup> or 10<sup>-12</sup> cm<sup>3</sup>). Counts are made using Utermöhl techniques (inverted microscope). The total phytoplankton volume is then obtained from summing all partial species volumes. Total volumes are in the order of cm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (approximately g/m<sup>3</sup> wet weight).

Dry weight is obtained from gravimetric measurements of aliquots of washed filtered or centrifugated phytoplankton sample of known total plankton volume, dried at 105 °C, and ash content from the sample incinerated at 450 °C to constant weight.

There are several limitations regarding these three fundamental biomass estimates. A main uncertainty about volume estimates regards the question whether one has sized correctly all component species as to occurrence and actual numbers present in the sample. Strongly buoyant species (e.g., many cyanobacteria), and very small species (picoplankton) are easily underestimated. Another source of error is large variability in cell numbers in colony forming species. Dry weight and ash content estimates can be affected by several circumstantial facts. Unlike laboratory batch cultures of which the species content is known, natural samples for the most are mixtures of active and inactive phytoplankton, dying more or less disintegrating cells, organogenic detritus, and mineral turbidities of various nature. Separation of these components is virtually impossible; hence, measurements obtained refer to the seston, not to phytoplankton.

Chlorophyll a is the most important reference pigment, as it is found in all photoautotrophic organisms. Other chlorophylls (b, c, d) are restricted to certain classes, as are a large variety of supplementary pigments known under the group name of xanthophylls, phycobilins and carotenes. Lutein, e.g. is found in chlorophyceae, chrysophyceae and rhodophyceae; myxoxanthophyll, e.g., is a component pigment in cyanobacteria; phycobilins are restricted to cyanobacteria and rhodophyceae; peridinin and other xanthophylls are found in dinophyceae, fucoxanthin and others in diatoms and phaeophyceae, etc. Carotenes are less class specific.

The analytical methodology for chlorophyll determination is well established, and it is now common praxis to determine chlorophyll a routinely. Values found rang in the order of 0 to over 200 mg/m<sup>3</sup>. Nevertheless, chlorophyll measurements are not without problems. Apart of the diurnal and seasonal variation of chlorophyll per cell per species and origin, acetone extraction (which is commonly used) works well for certain algal groups, but extraction is often incomplete in certain chlorophyceae species. Further, the presence of degradation products (phaeophytin) may distort the values.

Accessory pigments are more difficult to measure routinely. In oceanography a complex is often measured under the term SPU, but consistent information on accessory pigments is largely lacking.

Determination of the particulate organic carbon, nitrogen and phosphorus (POC, PON, POP), respectively, is relatively easy and apt for routine measurements. POC, PON and POP are operational terms, and as measures refer to the (millepore filterable) total

biogenic sestonic organic material. Biogenic organic seston enters the food-chain (zooplankton, detritus feeders), is settleable (by sedimentation), mineralizable (through autolysis and bacterial activity), and its oxygen consumption potential can be estimated relatively reliably.

Adenosine-Tri-Phosphate (ATP) ATP is practically found only in living cells, and represents a measure of stored biologically available energy, and hence, of active biomass. The ratio between organic cell carbon and ATP is fairly constant in unicellular and multicellular organisms (bacteria, phytoplankton, zooplankton), varying around 265. Therefore, ATP is not a specific measure for phytoplankton, but if the bulk of zooplankton can be filtered off, and the bacteria content vis-a-vis that of phytoplankton is small, it gives a fairly reliable measure of the active particulate organic carbon (aPOC) in phytoplankton even in the presence of high amounts of detrital POC.

Main biochemical components. Information about the biochemical composition of sestonic material is important for evaluating its nutritional value. There is a large number of biochemical components, such as proteins, carbohydrates, lipids, amino acids, RNA, DNA, o.a., that can be measured directly by standard biochemical analytical techniques. Total proteins are often estimated indirectly from PON, using a factor of 6.25. Carbon in proteins is about  $3.3 \times \text{PON}$ . Carbohydrates (present as assimilates and storage products, as components in cell walls (crude fibres), and as gelatinous involucra of cells or colonies) plus lipids are estimated by difference. However, the relative composition in these main compartments depends on a number of factors: species specificity, age, activity phase, nutritional conditions, etc., and therefore can vary significantly. Therefore, interpretation of indirect estimates has to be made with caution.

Beside the components mentioned above, knowledge about, and measurement of other biochemical compounds, such as toxins produced by algae, have become over recent years of increasing practical interest. This field is in full progress of development (cf. Chapter 3.6).

b) Macrophytes and macroalgae

Much of what has been said above applies also to these categories albeit with variation in methodology and relative importance. Still, the quantitative assessment of macroalgae and macrophytes is by far more difficult than the quantification of phytoplankton, and hence, the respective figures are subject to more uncertainties.

c) Zooplankton, nekton and bottom fauna

Biomass assessment of the typical zooplankton (like e.g. *Calanus*) follows similar principles as exposed for phytoplankton, except, of course, that there is no pigment, like chlorophyll, common to all component species, which could be used as a crude mean to quantify the amounts of zooplankton present.

Macro-nekton, like nektic Cnidaria (Medusae), etc., and the vast array of bottom fauna require special techniques that are not of direct interest in the context of the present report. For the assessment of biomass of pelagic fish, instead, sonar techniques have given reliable figures.

#### 14. REFERENCES

- Abboud-Abi Saab, M. (1990). Variations quotidiennes des populations phytoplanctoniques durant une période automnale en un point fixe de la côte libanaise. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 32(1):204
- Abboud-Abi Saab, M. and M.T. Kassab (1992). Influence de la dilution fluviale sur la dynamique des populations phyto-et nanoplanctonique dans les eaux libanaises. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:243
- Abdel-Moati, A., A.I. Beltagy and M.H. El-Mamoney (1988). Chemistry of Lake Burullus 1 - Changes in nutrients chemistry between 1970 and 1987. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):68
- Abdel-Moati, A., A.I. Beltagy and M.H. El-Mamoney (1990). Nutrient balance and biomass/productivity interrelations in the coastal lagoon Lake Burullus, Egypt. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 32(1):69
- Aboul Kassim, T.A., N.M. Dowidar, F.E. El-Nady and A.R. Abdel-Moati (1992). Adenosine triphosphate (ATP) and chlorophyll *a* biomass as eutrophication indices in one of the most polluted basins of Alexandria coastal waters, Egypt. *In: Marine coastal eutrophication*, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.785-798
- Acres, J. and J.S. Gray (1978). Paralytic shellfish poisoning. *Can.Med.Assoc.J.*, 119:1195-1197
- Aertebjerg, G. (1991). Long term data sets in Danish marine stations. *In: Proceedings of the Workshop on long term data sets in european marine stations: Assessing the Biological Consequences of Global Change.* (Blanes, Spain, May, 27-29, 1991)
- Aertebjerg, G. and J. Borum (1984). Exceptional phytoplankton occurrences and related events in Danish waters 1981-83 ICES (Copenhagen) CM/B8, 10
- Agertur (1992). Osservatorio Turistico Regionale. Consuntivo Stagionale Turistico 1992 in Emilia Romagna. Rapporto Agertur- Rimini, pp.1-105
- Agnelli Foundation (1991). XXI Secolo. Abitare il Mediterraneo. Anno III, 1(5), pp.1-24
- Aguilar-Santos, G. and M.S. Doty (1968). Chemical studies on three species of the marine algal species *Caulerpa*. *In: Drugs from the Sea*, edited by H.D. Freudenthal. Washington D.C. Marine Technical Society
- Akiba, T. and Y. Hattori (1949). Food poisoning caused by eating Asari (*Venerupis semidecussata*) and oyster (*Ostrea gigas*) and studies on the toxic substance, Venerupin. *Japan J.Exptl.Med.*, 20:271
- Alam, M., N.M. Trieff, S.M. Ray and J.E.Hudson (1975). Isolation and partial characterization of toxins from the dinoflagellate *G. breve*. *J.Pharmac.Sci.*, 64:865-867

- Alam, M., Y. Shimizu, M. Ikawa and J.J. Sasner (1978). Rein vestigation of the toxin from *Aphanizomenon flos-aquae* by high performance chromatographic method. *J. Environ. Sci. Health*, A13:493-499
- Alam, M., C.P. Hsu and Y. Shimizu (1979). Comparison of toxins in three isolates of *Gonyaulax tamarensis*. *J. Phycol.*, 15:106
- Alberotanza, L., L. Carbognin, C. Ramasco and G. Taroni (1992). Qualità delle acque della laguna di Venezia. Sintesi delle caratteristiche del bacino centrale. *Atti del 9° Congresso A.I.O.L.* (S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990) pp.55-62
- Aldrich, D.V., S.M. Ray and W.B. Wilson (1967). *Gonyaulax monilata*: population growth and development of toxicity in cultures. *J. Protozool.*, 14:636-639
- Aleffi, F., G. Brizzi, D. Del Piero, F. Goriup, P. Landri, G. Orel and E. Vio (1992). Macro and meiobenthic responses to oxygen depletion in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea, Italy). Preliminary results. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 33:343
- Allen, B.A. and E.Y. Dawson (1969). Production of antibacterial substances by benthic tropical marine algae. *J. Bacteriol.*, 79:459-460
- Ammazzalorso, P., M. Ercolessi, G. Giorgi, I. Trotta, F. De Rosa and P. Grassini (1991). Indagine sulla presenza di *Dinophysis* e tossina liposolubile DSP in molluschi ed acque di mare adibite alla molluschicoltura in provincia di Pesaro, nell'estate 1990. *Igiene Moderna*, 96(2):142-172
- Anderson, D.M. and A.W. White (eds) (1989). *Toxic Dinoflagellates and Marine Mammals Mortalities*. Proceeding of an expert consultation held at Woods Hole Oceanographic Institute, May 8-9, 1988
- AOAC (Association of Official Analytical Chemists ed.) (1970). *Official Methods of Analysis. Paralytic Shellfish Poison*, 11th edit., Washington DC, 20044, 305 p.
- Aral, N. (1992). Hydrological budget and the role of Lake Nicea to the pollution of the Gemlik Bay (now called "Lake Iznik). In: *Marine coastal eutrophication*, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J. Sci. Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.719-726
- Arculeo, M., M.P. Sparla, G. D'Anna, C. Pipitone and S. Riggio (1990). Dati sulla pesca a strascico nel Golfo di Gela (Sicilia Sud Occidentale). *Natural. Sicil.*, S. IV, XIV (3-4):39-55
- Artegiani, A., A. Solazzi, C. Tolomio, M. Marzocchi, P. Favero and F. Cavolo (1979). Parametri fisico-chimici e fitoplancton in una stazione a Sud del Conero (Zona di ripopolamento). *Conv. Sc. Naz. P.F. Oceanografia C.N.R.*, 5/3/1979 Roma, pp.107-122
- Artegiani, A., R. Azzolini, M. Marzocchi, M. Morbidoni, A. Solazzi and F. Cavolo (1985). Prime osservazioni su un "bloom" fitoplanctonico lungo la costa marchigiana nell'anno 1984. *Nova Thalassia*, 7, Suppl. 3:137-142
- A.S.A.E. (1979). *Agricultural Engineers Yearbook*. Amer. Soc. Agric. Engineers, St. Joseph, Michigan

- Aubert, M. (1988). Théorie général de l'eutrophisation. *In*: UNESCO Reports in Marine Sciences 49, edited by J. Stirn. Report and Proc. Scientific Workshop, Bologna, Italy, 2-6 March 1987, pp.91-94
- Aubert, M. (1990). Mediators of microbiological origin and eutrophication phenomena. *Mar.Pollut.Bull.*, 21:24-29
- Aubert, M. (1992). Sanitary consequences of eutrophication and related ecological disequilibria in the marine environment. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *Sci.Total Environ.*, Suppl. 1992, pp.615-629
- Aubert, M. and J. Aubert (1986). Eutrophie et dystrophie en milieu marin. Phénomènes planctoniques et bactériens. *Rev.Int.Océanogr.Méd.*, 83-84:3-302
- Aubert, M., P.Revillon, J. Aubert, G. Leger, C. Draï, A. Arnoux and C. Diana (1990). Mers d'Europe. Etudes hydrobiologiques, chimiques et biologiques. 3° Tome: transfert de polluants entre la mer Noire, la mer de Marmara et la mer Egée. *Rev.Int.Ocean.Méd.*, 100 p.
- Auerbach, P.S. (1988). Clinical therapy of marine envenomation and poisoning. *In*: Handbook of natural toxins, edited by A.T. Tu. Marine Toxins and Venoms, Dekker, 3:493-565
- Autorità per l'Adriatico (1992). Eutrofizzazione e mucillagine nell'Adriatico Nord Occidentale. I risultati del piano di monitoraggio promosso dal Segretario Generale dell'Autorità per l'Adriatico - Commissario "ad acta" (A. Rinaldi , ed.), pp.1-22
- Axiak, V., M. Bajada, J. Dimech, V. Gauci, G. Grima, J. Muscat and S. Pisani (1992). Eutrophication monitoring in Malta (Central Mediterranean). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:166
- Ayres, P.A. and M. Cullum (1978). Paralytic shellfish poisoning. An account of Investigations into mussel toxicity in England 1967-1977. *Fisheries Research Technical Report No. 40*. Ministry of Agriculture Fisheries and Food. Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, pp.1-23
- Baden, D.G. (1988). Public health problems of red tides. *In*: Marine toxins and venoms, edited by A.T. Tu. Handbook of Natural Toxins. New York and Basel. Marcel Dekker, Inc., 3:259-277
- Baden, D.G. and T.J. Mende (1982). Toxicity of two toxins from the Florida red tide dinoflagellate (*Ptychodiscus brevis*). *Toxicon*, 20:457-461
- Bagnis, R., F. Berglund, P.S. Elias, G.J. Van Esch, B.W. Halstead and K. Kojima (1970). Problems of toxications in marine food products. 1. Marine biotoxins. *Bull.WHO*, 42:69
- Bagnis, R., M. Letourneux and S. Thevenin (1974). Quelques aspects biochimiques des intoxications par poissons vénéneux à Tahiti. *Rev.Int.Océanogr.Méd.*, 35-36:225
- Balci, A., F. Kucuksezgin, A. Kontas and O. Altay (1994). Eutrophication in Izmir Bay, Eastern Aegean. *Pressenius Envir.Bull.*, Basel-Switzerland. 3:627-632



- Ballantine, D. and B.C. Abbott (1957). Toxic marine flagellates: their occurrence and physiological effects on animals. *J.Gen.Microbiol.*, 16:274
- Balle Cruelas, P. (1965). Note sur des floraisons anormales de Diatomées au large des îles Baléares. *Rapp.P.-V. Réun.CIESM*, 18(29):371-372
- Balopoulos, E. and N. Friligos (1986). Transfer mechanisms and nutrient enrichment in the Northwestern Aegean Sea: Thermaikos Gulf. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:134
- Barbanti, A., F. Frascari, D. Paltrinieri and G. Rosso (1992a). Transport of nutrients in rivers: investigations on the Po River (Italy). In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.337-344
- Barbanti, A., F. Frascari, P. Pambianchi and G. Rosso (1992b). Nutrient release from sediments and the role of bioturbation in the Goro Lagoon (Italy). In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.475-487
- Baric, A., I. Marasovic and M. Gacic (1992). Eutrophication phenomenon with special reference to the Kastela Bay. *Chemistry and Ecology*, 6:51-68
- Basturk, O., A.C. Saydam, A. Yilmaz and I. Salihoglu (1988). Distributions of nutrient elements in the Northeastern Mediterranean: physical factors affecting the distribution. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):43
- Basturk, O., A. Yilmaz and C. Saydam (1990). An observation on the occurrence of near-anoxia conditions in the Sea of Marmara. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33(1):46
- Becacos-Kontos, T. (1977). Primary production and environmental factors in an oligotrophic biome in the Aegean Sea. *Mar.Biol.*, 42:93-98
- Belin, C. and J.P. Berthomé (1988). Bilan des perturbations phytoplanctoniques observées sur les côtes françaises en 1986. IFREMER, Nantes
- Belin, C., J.P. Berthomé and P. Lassus (1989). Dinoflagellés toxique et phénomènes d'eaux colorées sur les côtes françaises: évolution et tendances entre 1975 et 1988. *Hydroécol.*, 1/2:3-17
- Belkhir, M., M. Aubert, J. Aubert and S. Mathonnet (1987). Phénomènes bactériens et planctoniques dans l'eutrophication du Lac de Tunis. *Rev.Int.Océanogr.Méd.*, LXXXV-LXXXVI:39-45
- Bellan, G. (1972). Effects of an Artificial Stream on Marine Communities. *Mar.Pollut.Bull.*, 3(5):74-77
- Ben Rejeb, A. and J. Lemoalle (1986). L'activité photosynthétique du phytoplancton du Lac Ichkeul, lagune mixohaline de Tunisie. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):47
- Bencivelli, S. and N. Castaldi (1991). Studio integrato sull'ecologia della Sacca di Goro. Provincia di Ferrara, 1991 Franco Angeli ed., pp.1-263

- Benzi, A. (1990). La città turistica balneare. Visuali diverse. *Paesaggio Urbano*, Anno I, no. 4-5:9-10
- Bernhardt, H. (ed.) (1978). *Phosphor. Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland*. Verlag Chemie, Weinheim, New York
- Bernstein, A. (1991). Controllo del degrado ambientale della laguna di Venezia e raccolta selettiva delle macroalghe. *In*: Proceedings of the Meeting on ecological protection of the Adriatic Sea. 1 Ed. Sogesta, (Urbino Italy, February 21-22). pp.169-203
- Berthomé, J.P., C. Belin, P. Lassus and C. Le Baut (1986). Eaux colorées, plancton toxique et cultures marines 2<sup>e</sup> partie. *Equinoxe*, 6:10
- Béthoux, J.P. (1979). Budgets of the Mediterranean Sea, their dependence on the local climate and on the characteristics of the Atlantic waters. *Oceanol.Acta*, 2:157-163
- Béthoux, J.P. (1981). Le phosphore et l'azote en Méditerranée, bilans et fertilité potentielle. *Mar.Chem.*, 10:141-158
- Béthoux, J.P. (1986). Biological fixation of atmospheric nitrogen in the Mediterranean Sea. *Limnol.Oceanogr.*, 31(6):1353-1358
- Betello, G and A. Bergamasco (1991). The multilevel model for studying dynamics of the northern Adriatic Sea. *In*: Proceedings of the Meeting on ecological protection of the Adriatic Sea. Sogesta, (Urbino Italy, February 21-22), pp.77-88
- Beukema, J.J. (1991). Long-term data sets at the Netherlands Institute for Sea Research. Workshop: Long term data sets in european marine stations Assessing the Biological Consequences of Global Change, Blanes, Spain, May 27-29
- Beverly, S.R. (1985). Management. *In*: Toxic dinoflagellates, edited by D.M. Anderson, A.W. White and D. Baden. New York. Elsevier/North Holland
- Bialojan, C., J.C. Rüegg and A. Takai (1988). Effects of okadaic acid on isometric tension and myosin phosphorylation of chemically skinned guinea-pig *Taenia coli*. *J.Physiol.*, 398:81-95
- Bisbini, P. (1976). Relazione. *In*: Fenomeni di eutrofizzazione lungo la costa dell'Emilia-Romagna, a cura del Dipartimento Sicurezza Sociale e Ambiente, Regione Emilia-Romagna ed, pp.15-53
- Blogoslawski, W.J. and R. Neve (1979). Detoxification of shellfish. *In*: Toxic dinoflagellates blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North Holland
- Bodeanu, N. (1992). Algal blooms and development of the main phytoplanktonic species at the Romanian Black Sea litoral in conditions of the intensification of the eutrophication process. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. *Sci.Total Environ.*, Suppl. Amsterdam. Elsevier, pp.891-906
- Bodeanu, N. and M. Usurelu (1979). Dinoflagellate blooms in Romanian Black Sea coastal waters. *In*: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.J. Seliger. New York. Elsevier/North-Holland, pp.151-154

- Bombace, G. (1985). Eutrofizzazione, pesca e zone protette. In: Eutrofizzazione - Quali interventi? Atti Convegno Nazionale, Ancona 4-5 Novembre. Ministero della Marina Mercantile, Regione Marche e Ente Autonoma Fiera di Ancona, pp.37-49
- Bombace, G. (1992). Fisheries of the Adriatic Sea. In: Marine eutrophication and population dynamics, edited by G. Colombo, I Ferrari. V.U. Ceccherelli and R. Rossi. Proc. 25th European Marine Biology Symposium, Ferrara (Olsen & Olsen, Fredensborg), pp.379-389
- Bonadonna, L., G. Bucci, A. Luppi, L. Villa and L. Volterra (1985). L'idrolisi dell'esculina, test di conferma per gli streptococchi fecali sul terreno di Slanetz-Bratlev. *Boll. Ist. Sieroter. Milan*, 64:160-164
- Bonalberti, L., E. Kumer, G. Maggi and C. Milan (1992). Marine coastal eutrophication south of the River Po: monitoring within 300 m of the coast. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. *J.Sci. Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.403-409
- Boni, L. (1992). Toxic marine phytoplankton in Italy. *Giorn.Bot.It.*, 126(2):229-236
- Boni, L., M. Pompei and M. Reti (1983). The occurrence of *Gonyaulax tamarensis* Lebour bloom in the Adriatic Sea along the coast of Emilia-Romagna. *Giorn.Bot.It.*, 117:115-120
- Boni, L., M. Pompei and M. Reti (1986). Maree colorate e fioriture algali lungo la costa dell'Emilia-Romagna dal 1982 al 1985 con particolare riguardo alla comparsa di *Protogonyaulax tamarensis*. *Nova Thalassia*, 3:237-245
- Boni, L., L. Mancini, A. Milandri, R. Poletti, M. Pompei and R. Viviani (1992). First cases of DSP in the Northern Adriatic Sea. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci. Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992 pp.419-426
- Boni, L., A. Milandri, R. Poletti and M. Pompei (1993). DSP cases along the coast of Emilia-Romagna (Northwestern Adriatic Sea). In: Toxic phytoplankton blooms in the sea, edited by T.J. Smayda and Y. Shimuzu. 5th Int. Conf. on Toxic Marine Phytoplankton, Newport, R.I., USA, 28 October - November 1991. Elsevier Science Publishers, B.V, pp.475-481
- Bonvicini Pagliai, A.M., A.M. Cognetti Varriale, R. Crema, M. Curini Galletti and R. Vandini Zunarelli (1985). Environmental impact of extensive dredging in a coastal marine area. *Mar.Pollut.Bull.*, 16:483-488
- Bourcier, M., C. Nodot, A. Jeudy de Grissac and J. Tine (1979). Répartition des biocenoses benthique en fonction des substrats sédimentaires de la rade de Toulon (France). *Téthys*, 9:103-112
- Boussoulengas, A. and A.V. Catsiki (1989). Pollution research and monitoring programme in the Aegean and Ionian Seas. Report II, 1986-1987. National Centre for Marine Research. Athens, June 1989, 175 p.

- Bragadin , G.L., M. Mancini, E. Todini and J. Turner (1992). The effectiveness of waste water treatment on the Emilia-Romagna coast. An analysis carried out by means of a three-dimensional hydro-dynamical model. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.371-382
- Braun, J.G. (1991). Marine fixed stations in the I.E.O.(Instituto Espanol de Oceanografia) Presented at the workshop Long Term Data Sets in European Marine Stations: Assessing the Biological Consequences of Global Change, (Blanes, Spain, May 27-29)
- Bravo, I., B. Reguera, A. Martinez and S. Fraga (1990). First report of *Gymnodinium catenatum* Graham in the Mediterranean Coast. *In*: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier Science Publ. Co., pp.449-452
- Bucci , D., C. Mengarelli, C. Venanzini, C. Petrelli and L. Di Marino (1992). A year of monitoring of marine eutrophication on the coast of Ancona. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.411-418
- Bucksteeg, W. (1966). Welche praktische Bedeutung haben die Verfahren zur Anwendung der Gewassereutrophierung ? Haus der Technik H. 83. Gewässerschutz im Lande Nordrhein-Westfalen, Vulkan Verlag Dr. W. Classen, Essen
- Burkholder, P.R., L.M. Burkholder and L.R. Almodovar (1960). Antibiotic activity of some marine algae of Puerto Rico. *Bot.Mar.*, 2:149-156
- Bussani, M. (1974). "Red tides" nell'Alto Adriatico. *World Wildlife Fund.*, 1(10):1-7
- Buyukisik, B. (1988). Distribution of chlorophyll and nutrients in Izmir Bay (Aegean Sea). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):42
- Cabrini, M., L. Milani, S. Fonda Umani and G. Honsell (1989). Relazioni trofiche tra fitoplancton e microzooplancton nel Golfo di Trieste. *Oebalia*, XV-1, N.S, pp.383-395
- Cabrini, M., L. Milani and G. Honsell (1990). Fioritura di *Scrippsiella trochoidea* (Stein) Loeblich III nel Golfo di Trieste. *Oebalia*, Suppl., XVI, 2:599-601
- Cacciamani , C., S. Nanni, F. Nucciotti and T. Paccagnella (1992). Analysis of meteorological parameters related to Adriatic eutrophication. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter.Conference Bologna, 21-24 March, 1990. *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.159-170
- Calvo, S. and G. Genchi (1989). Carico organico ed effetti eutrofici nel Golfo di Castellammare (Sicilia Nord Occidentale). *Oebalia*, XV-1, N.S, pp.397-408
- Campos, M.J., S. Fraga, J. Marino and F.J. Sanches (1982). Red tide monitoring programme in NW Spain. International Council for the Exploration of the Sea, rept. L.27, 1
- Capelli F. and E. Friz (1987). Le direttive CEE in materia ecologica e la tutela dell'ambiente in Italia. Milano, CISDCE

- Capria A. (1988). Direttive ambientali CEE: stato di attuazione in Italia. Milano, Ed.Giuffrè
- Cardellina J.H., F.J. Marnier and R.E. Moore (1979). Seaweed dermatitis: structure of lyngbyatoxin A. *Science*, 204:193-195
- Caric, M., N. Jasprica and D. Vilicic (1992). Nutrient and chlorophyll a concentrations in Gruz and Mali Ston Bays (Southern Adriatic). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:367
- Carli, A., R. Bandelloni, G.L. Mariottini, L. Pane, C. Pruzzo and V. Romairone (1992). The plankton biotic community and the eutrophication in coastal regions of the gulf of Genoa. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.693-696
- Carli, A., L. Pane and V. Romairone (1994) Study of phytoplankton populations of the Riva Trigoso Bay (Gulf of Genoa) in relation to eutrophication features of the water. MAP Technical Reports Series No. 78. UNEP, Athens, pp.27-35
- Carlson, R.E., M.L. Lever, B.W. Lee and P.E. Guire (1984). Development of immunoassay for paralytic shellfish poisoning. A radioimmunoassay for saxitoxin. In: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C., American Chemical Society, pp.181-192
- Carmichael, W.W. and N.A. Mahmood (1984). Toxins from freshwater Cyanobacteria. In: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C. American Chemical Society, pp.377-389
- Carpenter, C.C.J. (1980). In: Secretory diarrhea, edited by M. Field, J.S. Fordtran and S.G. Schulz. Am. Phys. Soc., Bethesda, MD, pp.67-83
- Carrada, G.C., D. Marino, M. Modigh and M. Ribera d'Alcalà (1979). Variazioni spaziali in acque superficiali di nutrienti, clorofilla ed associazioni fitoplanctoniche nel Golfo di Napoli. *Quad.Lab.Tecnol.Pesca*, 3(1 suppl.):419-434
- Carrada, G.C., D. Marino, V. Saggiomo and A. Zingone (1982). Popolamenti fitoplanctonici e condizioni ambientali nel Golfo di Salerno. *Boll.Mus.Ist.Biol.Univ. Genova*, 50 suppl.:139
- Carrada, G.C., R. Casotti and V. Saggiomo (1988). Occurrence of a bloom of *Gymnodinium catenatum* in a Tyrrhenian coastal lagoon. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):61
- Carrada, G.C., R. Casotti, M. Modich and V. Saggiomo (1991). Presence of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) in a coastal Mediterranean lagoon. *J.Plankton Res.*, 13(1):229-238
- Cassinari, E., D. Grillo, D. Princi, M. Specchi, F. Stravisi and G. Valli (1979). Osservazioni su *Noctiluca miliaris* Suriray del Golfo di Trieste. Convegno Scientifico Nazionale P.F. Oceanografia e fondi marini. Roma, 5-7 Marzo, pp.1-8
- Castagna, M., Y. Takay, K. Kaibuchi, K. Sano, U. Kikkawa and Y. Nishizuka (1982). Direct activation of calcium-activated phospholipid-dependent protein kinase by tumor-promoting phorbol esters. *J.Biol.Chem.*, 257:7847-7851

- Catsiki, V.A. (1991). Pollution research and monitoring programme in the Saronikos Gulf. Report IV 1987-90. Ministry of Environment, Urbanism and Public Work, National Centre for Marine Research, Athens, 4:184-217
- Cattaneo, M. and M. Fabiano (1982). Fitoplancton di superficie e parametri ambientali. Chiavari: 1977-1979. *Boll.Mus.Ist.Biol.Univ. Genova*, 50 Suppl.:140-144
- Catterall, W.A. (1979). Neurotoxins as allosteric modifiers of voltage-sensitive sodium channels. *Adv.Cytopharmacol.*, 3:305-316
- Catterall W.A. (1980). Neurotoxins that act on voltage-sensitive sodium channels in excitable membranes. *Ann.Rev.Pharmacol.Toxicol.*, 20:15-49
- Cattini, E., R. Nair, C. Peroni and G. Rossi (1992). Trophic conditions of waters in the Gulf of La Spezia (Ligurian Sea). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:66
- Centro Studi Ricerche Risorse Biologiche Marine Cesenatico (1984). Eutrofizzazione del litorale emiliano-romagnolo. Rapporto annuale per la Regione Emilia-Romagna, Assessorato alla Sanità, pp.1-86
- Centro Studi Ricerche Risorse Biologiche Marine Cesenatico (1985). Eutrofizzazione del litorale emiliano-romagnolo. Rapporto annuale per la Regione Emilia-Romagna, Assessorato alla Sanità, pp.1-87
- Centro Studi Ricerche Risorse Biologiche Marine Cesenatico (1988). Eutrofizzazione del litorale emiliano-romagnolo. Rapporto annuale per la Regione Emilia-Romagna, Assessorato alla Sanità, pp.1-56
- Centro Studi Ricerche Risorse Biologiche Marine Cesenatico (1989). Eutrofizzazione del litorale emiliano-romagnolo. Rapporto annuale per la Regione Emilia-Romagna, Assessorato alla Sanità, pp.1-120
- Cescon, B. (1989). Monitoring of the Adriatic Sea. In: Atti del Convegno: "Emergency Adriatic", Urbino, Italy, 7 November 1989, pp.25-38
- CEVA (1989). Synthèse des enquetes sur les échouages d'algues en Bretagne depuis 1978
- Chapra, S.T. and K.H. Reckhow (1983). Engineering Approaches for Lake Management. Mechanistic modelling. Butterworth Publishers, Boston. An Ann Arbor Science Book, Vol. 2, 492 p.
- Chiaudani, G. and G. Premazzi (1988). Appraisal of the possible methods of combating the threat of eutrophication in community waters. Inquinamento e depurazione, Commission of the European Communities. *Ingegneria Ambientale*, 7 p.
- Chiaudani, G., M. Gerletti, R. Marchetti, A. Provini and M. Vighi (1978). Il problema dell'eutrofizzazione in Italia. CNR, Istituto di Ricerca sulle Acque, Roma. "Quaderni", 42 p.
- Chiaudani, G, R. Marchetti and M. Vighi (1980). Eutrophication in Emilia-Romagna coastal waters (North Adriatic Sea, Italy): A case history. *Prog. Wat. Techn.* 12 p.

- Chiaudani, G., G. Gaggino, R. Marchetti and M. Vighi (1982). Caratteristiche trofiche delle acque costiere adriatiche: campagna di rilevamento 1978-1979. C.N.R. Collana del programma finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", C.N.R. AQ/2/14, pp.1-144
- Chicchi, G. (1990). La città turistica balneare. Visuali diverse. *Paesaggio Urbano*, Anno I, n. 4-5:9-10
- Chou, H.N. and Y. Shimizu (1982). A new polyether toxin from *Gymnodinium breve* Davis. *Tetrahedron Lett.*, 23:5521-5524
- Chriost, R.J. (1975a). Inhibitors produced by algae as ecological factor affecting bacteria in water ecosystems. I. Dependence between phytoplankton and bacteria development. *Acta Microbiol.Pol.*, 7:125-133
- Chriost, R.J. (1975b). Inhibitors produced by algae as ecological factor affecting bacteria in water ecosystems. II. Antibacterial activity of algae during blooms. *Acta Microbiol.Pol.*, 7:167-176
- Chu, F.S. and T.S.L. Fan (1985). Indirect enzyme-linked immunoabsorbent assay for saxitoxin in shellfish. *J.Assoc. Off. Anal. Chem.*, 68:13-16
- CISDCE and MAE (1991). Dossier: Convenzioni Internazionali, Normativa Comunitaria e Leggi Italiane sulla Protezione del Mare", Convegno SOGESTA, Urbino, February 1991
- Clemons, G.P., J.P. Pinion, E. Bass, D.V. Pham, M. Sharif and J.G. Wutoh (1980). A haemolytic principle associated with the red-tide dinoflagellate *Gonyaulax monilata*. *Toxicon*, 18:323-326
- Cognetti, G. (1989). SOS from the Adriatic. *Mar.Pollut.Bull.*, 20:12
- Cohen, P. (1989). The structure and regulation of protein phosphatases. *Ann.Rev.Biochem.*, 58:453-508
- Collingridge, G.L. and T.V.P. Bliss (1987). NMDA receptors, their role in long-term potentiation. *Tins*, 10:288
- Collingridge, G.L., E.J. Coan, C.E. Herron and R.A.J. Lester (1987). Excitatory amino acid transmission, edited by T.P. Hicks, T.P. Lodge and H. McLennan. Alan R. Liss, pp.317-324
- Comin, F.A. (1986). The coastal lagoons of the Ebro delta: a paradigm of the human influence on the ecology of coastal lagoons through uncontrolled agriculture sewage. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(3):48
- Comune di Venezia (1991). Le alghe della laguna di Venezia. Vol. I. Arsenale Editrice
- Cortes, D., J. Gil and A. Garcia (1985). General Distribution of Chlorophyll, Temperature and Salinity in the Northwestern Sector of the Alboran Sea (August, 1982). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 29(9):135-136

- Cossu, R., E. De Fraja Frangipane, R. Donazzolo and A. Orio (1984). Elementi per il bilancio di nutrienti nella laguna di Venezia. *Ingegneria Ambientale*, 13(2):80-90
- Cossu, R., G. Andreottola, M. Ragazzi and G. Casu (1992). Direct and indirect domestic nutrient load evaluation by mathematical model: the Venice Lagoon case study. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.383-392
- Cossu, A., G. Mura and N. Sechi (in press). Un nuovo approccio metodologico alle indagini ecologiche degli stagni della Sardegna: il caso di Santa Giusta (Sardegna Centro Occidentale). Proc. Biologia Marina, SIBM, Sassari Alghero, 24-28 Maggio, 1994 (in press)
- Coste, B. (1969). Echanges de sels nutritifs dissous entre la mer Mediterrane et l'ocean Atlantique. *Cah.Oceanogr.*, 21:943-963
- Coste, B., A. Cadenes and H.J. Minas (1985). L'impact des apports rhodaniens en éléments nutritifs sur les eaux du golfe du Lion. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 29(7):53-55
- Coté, R.P. (1989). The many dimensions of marine environmental quality. Sci. Coun. Canada. Nr.SS215/1989-2E
- Coulet, W. (1991). Legal System and Management of Southern France Lagoons. *Mar.Pollut.Bull.*, 23:793-795
- Crema, R. (1989). Aspetti della successione in comunità macro- zoobentoniche marine di foni mobili. *St.It.E.Atti*, 7:315-320
- Crema, R., A. Castelli and D. Prevedelli (1991). Long term eutrophication effects on macrofaunal communities in Northern Adriatic Sea. *Mar.Pollut.Bull.*, 22:503-508
- Cruzado, A. (1989). Problems of eutrophication at plankton blooms in Spain. - Report of the meeting on the implications and control of undesirable plankton blooms - Athens, 4-6 April. UNEP (OCA)/MED WG.4/2. Annex III, pp.34-35
- Cruzado, A. (1990). Eutrophication and plankton blooms in Spanish coastal water. Proc. workshop "Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones", *Water Poll.Res.Rep.* 16, Roma, 28-30 May, pp.61-62
- Cruzado, A., R. Varela and Z.R. Velasquez (1988). Nutrient dynamic in oligotrophic Mediterranean areas. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):49
- Cummins, J.M. and A.A. Stevens (1970). Investigation of *Gymnodinium brevetoxins* in shellfish. *Publ.Health Ser.Bull.* 3, U.S. Dept. of Health, Education and Welfare, Washington, D.C.
- Cummins, J.M., A.A. Stevens, B.E. Huntley, W.F.Jr. Hill and J.E. Higgins (1968). Some properties of *Gymnodinium breve* toxin(s) determined bioanalytically in mice. In: Drugs from the sea, edited by H.D. Freudenthal. Transaction of the drugs from the Sea Symposium, University of Rhode Island, 27-29 August 1967. Washington D.C. Marine Technology Society, pp.213-228



- Cummins, J.M., A.C. Jones and A.C. Stevens (1971). Occurrence of toxic bivalve molluscs during a *Gymnodinium breve* "red tide". *Trans.Amer.Fish.Soc.* 100:112
- Curini Galletti, M.C. (1987). Recovery of a soft bottom community after extensive dredging. I: Mollusca. In: Papers presented at the FAO/UNEP meeting on the effects of pollution on marine ecosystems. Blanes, Spain, 1985. *FAO Fish.Rep.*, 352 (suppl.) pp.54-63
- Dahl, E. and M. Yndestad (1985). Diarrhetic shellfish poisoning (DSP) in Norway in the autumn 1984 related to the occurrence of *Dinophysis sp.* In: Toxic dinoflagellates, edited by D. Anderson, A.W. White and D. Baden. Amsterdam, Elsevier, pp.495-500
- Daigo, K. (1959). *Yakugaku Zasshi* 79:353-356
- Davio, S.R. (1985). Neutralization of saxitoxin by anti-saxitoxin rabbit serum. *Toxicon*, 23:669
- De Angelis, R. (1964). Il lago di Varano. Min. Marina Mercantile, Roma, Mem. 10:1-122
- De Casabianca-Chassany, M.L., F.L. Samson Kechacha and R. Semroud (1986). Relations entre les paramètres hydrologiques dans une lagune méditerranéenne: le Lac Mellah (Algérie). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):49
- De Casabianca-Chassany, M.L., R. Semroud and F.L. Samson Kechacha (1988). Lagune de Mellah, Algérie: étude spatio-temporelle des paramètres hydrobiologiques. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):62
- De Domenico, E. (1979). Le acque costiere della Sicilia e della Calabria. Atti del Convegno sulla Eutrofizzazione in Italia. C.N.R. AC/2/45-70. Roma, 3-4 Ottobre, pp.257-267
- De Zwaan, A., P. Cortesi, G. Van den Thillart, S. Brooks, K.B. Storey, J. Roos, G. Van Lieshout, O. Cattani and G. Vitali (1992). Energy metabolism of bivalves at reduced oxygen tension. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.1029-1039
- Dederen, L.H.T. (1992). Marine eutrophication in Europe; similarities and regional differences. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.663-672
- Degobbis, D. (1989). Increased eutrophication in the northern Adriatic Sea. Second Act. *Mar.Pollut.Bull.*, 20:452-457
- Degobbis, D. (1990a). Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and Yugoslav coastal region. Proc. workshop "Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones", *Water Poll.Res.Rep.* 16, Roma, 28-30 May, pp.83-95
- Degobbis, D. (1990b). A stoichiometric model of nutrient cycling in the northern Adriatic Sea and its relation to regeneration processes. *Mar.Chem.*, 29:235-253
- Degobbis, D. and M. Gilmartin (1990). Nitrogen, phosphorous and silicon budgets for the northern Adriatic Sea. *Oceanol.Acta*, 13:31-45

- Degobbis, D., N. Smodlaka, I. Pojed, A. Skrivaniæ and R. Precali (1979). Increased eutrophication in the northern Adriatic. *Mar.Pollut.Bull.*, 10:298-301
- Degobbis, D., I. Ivanæ and R. Precali and N. Smodlaka (1991), Unusual oceanographic conditions in the northern Adriatic Sea during 1989. I. Oceanographic properties, nutrient cycle and the fall bottom layer anoxia, *Hidrografski godišnjak*, 1989, pp.27-47 (in Croatian)
- Degobbis, D., A. Travizi and A. Jaklin (1993), Meccanismi di formazione di strati di fondo ipossici e anossici nel bacino dell'Adriatico settentrionale e reazioni delle comunità bentoniche
- Degobbis, D., R. Precali, I. Ivanæ and N. Smodlaka (in press), The importance and problems of chemical flux measurements to study eutrophication. The case of the northern Adriatic. *Mar.Chem.*, (in press)
- Del Rio, J., E. Soler, C. Blanco and M.A. Raduan (1986). Diatomées du plancton superficiel de la Baie de Cullera (Espagne) janvier-mars 1984. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):188
- Delgado, M., M. Estrada, J. Camp, J.V. Fernandez, M. Santmarti and C. Lleti (1990). Development of a toxic *Alexandrium minutum* Halim (Dinophyceae) bloom in the harbour of Sant Carles de la Rapita (Ebro Delta northwester Mediterranean). *Scient.Mar.*, 54(1):1-7
- Della Loggia, R., M. Cabrini, P. Del Negro, G. Honsell and A. Tubaro (1993). Relationship between *Dinophysis spp.* in seawater and DSP toxins in mussels in the Northern Adriatic Sea. In: Toxic phytoplankton blooms in the sea, edited by T.J. Smayda and Y. Shimuzu. 5th Int. Conf. on Toxic Marine Phytoplankton, Newport, R.I., USA, 28 October-1 November 1991. Elsevier Science Publishers, B.V, pp.483-488
- Delmas, D., A. Herbland and S. Maestrini (1993) Does *Dinophysis spp.* come from the "open sea" along French Atlantic coasts? Proceedings of the 5th Int. Conf. on Toxic Marine Phytoplankton, (Newport, R.I., USA, 28 October-1 November 1991), pp.489-494
- Deya, M.M. (1981). Premières observations sur la distribution de l'oxygène dissous et des sels nutritifs dans trois régions de la Méditerranée occidentale. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 27(9):179-181
- Domijan, N. and A. Smircic (1992). Some characteristics of the sea water transparency of the Adriatic Sea during the period from 1956 to 1990. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:332
- Dooley, H.D. (1991). The role of ICES as a regional Oceanographic Data Centre Presented at the workshop "Long-term data sets in european marine stations: Assessing the Biological Consequences of Global Change", Blanes, Spain, May, 27-29, 1991
- Dowidar, N.M. and T.A. Aboul Kassim (1986). Levels of nutrient forms and chlorophyll a biomass in a highly polluted basin, the Harbour of Alexandria. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):33
- Dowidar, N.M., A.R. Abdel-Moati, T.A. Aboul-Kassim and F.E. El-Nady (1990). Impact of sewage discharge on the phosphorus species and dynamics in the Eastern Harbour of Alexandria, Egypt. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 32(1):42

- Doyle, J. M. Parker, T. Dunne, D. Baird and J. McArdle (1984). The impact of blooms on mariculture in Ireland. *ICES (Copenhagen) CM D8*, 14 p.
- Duff, D.C.B., D.L. Bruce and N.Y. Antia (1966). The antibacterial activity of marine phytoplankton algae. *Can.J.Microbiol.*, 12:877-884
- Edebo, L., S. Lange, X.P. Li and S. Allenmark (1988). Toxic mussels and okadaic acid induce rapid hypersecretion in the rat small intestine. *APMIS*, 96:1036-1042
- Edvardsen, B., F. Moy and E. Paasche (1990). Haemolytic activity in extracts of *Chrysochromulina polylepis* grown at different levels of selenite and phosphate. In: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York, Elsevier, pp.284-289
- El-Sherif, Z. (1990). Distribution and ecology of phytoplankton in El-Mex Bay (Egypt). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 32(1):73
- Eleftheriou, A. (1991). Shelf benthic ecosystem studies on the Southern Aegean Sea" Presented at the workshop "Long-term data sets in european marinestations Assessing the Biological Consequences of Global Change", Blanes, Spain, May, pp.27-29
- Elster, H.J. and R.A. Vollenweider (1961). Beiträge zur Limnologie Ägyptens. *Arch.Hydrobiol.*, 57:3
- Emara, H.I., M.A. Shriadah, Th.H. Moustafa and M.S. El-Deek (1992). Effects of sewage and industrial wastes on the chemical characteristics of the Eastern Harbour and El-Mex Bay waters of Alexandria, Egypt. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.773-784
- Eng, C.T., J.N. Paw and F.Y. Guarin (1989). The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in Southcoast Asia. *Mar.Pollut.Bull.*, 20:335
- Eppley, R.W. (1971). Eutrophication in coastal waters: Nitrogen as a controlling factor. U.S.A. Wat. Poll. Contr. Res. Series, 16010 EHC 12/71
- Ercegovic, A. (1936). Etudes qualitative et quantitative du phytoplankton dans les eaux côtières de l'Adriatique oriental moyen au cours de l'année 1934. *Acta Adriatica*, 9:1-125
- Erdman, L., M. Sofiev, S. Subbotin, I. Dedkova, O. Afinogenova, T. Cheshuikina, L. Pavlovskaya and A. Soudine (1994). Assessment of airborne pollution of the Mediterranean Sea by sulphur and nitrogen compounds and heavy metals in 1991. MAP Technical Reports Series No. 85. UNEP, Athens, 304 p.
- Estrada, M., F.J. Sanchez and S. Fraga (1984). *Gymnodinium catenatum* (Graham) en las rias gallegas (NO de Espana). *Inv.Pesq.*, 48:31-40
- Faganeli, J., N. Avcin, N. Fanuco, A. Malej, V. Turk, P. Tusnik, B. Vrizer and A. Vukovic (1985). Bottom Layer Anoxia in the Central Part of the Gulf of Trieste in the Late Summer of 1983. *Mar.Pollut.Bull.*, 16(2):75-78

- Fanuko, N. (1989). Possible relation between a bloom of *Distephanus speculum* (Silico-flagellata) and anoxia in bottom waters in the Northern Adriatic 1983. *J.Plankton Res.* 11(1):75-84
- Fattorusso, E., P. Ciminiello, V. Costantino, S. Magno, A. Mangoni, A. Milandri, R. Poletti, M. Pompei and R. Viviani (1992). Okadaic acid in mussels of Adriatic Sea. *Mar.Pollut.Bull.*, 24(5):234-237
- Fedra, K. (1988). Systems analysis and ecological modelling for assessment and control of marine eutrophication. In: UNEP/UNESCO/FAO Eutrophication in the Mediterranean sea: receiving capacity and monitoring of a long term effects, Proceedings of a Scientific Workshop held in Bologna, 2-6 March 1987, Italy, MAP Technical Reports Series No. 21. UNEP, Athens, pp.95-106
- Fenchel, T. (1988). Marine plankton food chains. *Ann.Rev.Ecol.Syst.*, 19:19-38
- Fole, C. and T. Kåberger (eds.) (1991). Linking the Natural Environment and Economy:Essays from the Eco-Eco Group. Kluwer Academic Publishers. Dortrecht, The Netherlands, 305 p.
- Fonda Umani, S. (1985). Hydrology and "red tides" in the Gulf of Trieste (North Adriatic Sea). *Oebalia*, XI, N.S, pp.141-147
- Fonda Umani, S. and G. Honsell (1983). Prima segnalazione di una fioritura di *Scrippsiella faeroense* (Paulsen) Balech e Oliveira Soares nel Golfo di Trieste. *Nova Thalassia*, 6, Suppl, pp.735-736
- Fonda Umani, S., P. Franco, E. Ghirardelli and A. Malej (1992). Outline of oceanography and the plankton of the Adriatic Sea. Marine Eutrophication and Population Dynamics. Proc. 25th European Marine Biology Symposium, Ferrara 10-15 Sept. 1990. Olsen & Olsen, pp.347-365
- Fonselius, S.H. (1978). On nutrients and their role as production limiting factors in the Baltic. *Acta Hydrochem.Hydrobiol.*, 6(4):
- Forsberg, C. (1991). Eutrophication of the Baltic Sea. In: The Baltic sea environment, Uppsala University, Sweden
- Fortuna, S., L. Volterra, A.M. Spanò and H. Michalek (1985). Ricerca di neurotossine nelle alghe e nei mitili raccolti durante la "marea rossa" nell'estate 1984 sul litorale romagnolo. *Ann.Ist.Super.Sanità*, 21(3):349-356
- Fraga, S., J. Marino, I. Bravo, A. Miranda, M. J. Campos, F.J. Sanchez, E. Costas, J.M. Cabanas and J. Blanco (1984). Red Tides and Shellfish Poisoning in Galicia (N.W. Spain). Copenhagen:ICES Special Meeting, Copenhagen, C:5
- Franco, P. (1981). Idrologia e nutrienti nell'Adriatico settentrionale. Crociere 1979, nota preliminare. Atti Convegno delle Unità Operative Afferenti ai Sottoprogetti Risorse Biologiche e Inquinamento Marino, (Roma, 10-11 Novembre)
- Franco, P. (1984). Fattori influenti sulla produttività primaria dell'Adriatico settentrionale. *Boll. Oceanol.Teor.Appl.*, 2:125-140

- Franco, P. and A. Michelato (1992). Northern Adriatic Sea: oceanography of the basin proper and the western coastal zone. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.35-62
- Franco, P., G. Socal and F. Bianchi (1982). Fitoplancton nell'Adriatico settentrionale. Crociere 1978. *Natural.Sicil. S IV*, 6 Suppl, pp.29-38
- Franzoi, P., M. Mistri and V.U. Ceccherelli (1986). Crisi distrofiche e variazioni della associazione a Bivalvi in una Sacca del delta del Po. *Nova Thalassia*, 8, Suppl. 3:305-310
- Friligos, N. (1986a). Distribution of nutrients in the Ionian Sea. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):35
- Friligos, N. (1986b). Hydrology and nutrient salt in the Messolonghi Lagoon. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):50
- Friligos, N. and S. Barbetseas (1986). Water masses and nutrient circulation in an anoxic marine bay. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):110
- Friligos, N. and E. Balopoulos (1988). Water mass characteristics and degree of eutrophication in a shallow water embayment of the Ionian Sea: Amvrakikos Gulf. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):56
- Friligos, N. and O. Gotsis-Skretas (1988). Sewage nutrient enrichment and phytoplankton ecology in the Pagassitikos Gulf (Greece). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):220
- Fujiki, H., M. Mori, M. Nakayasu, M. Terada, T. Sugimura and R.E. Moore (1981). Tumor promoting properties. *Proc.Natl.Acad.Sci.USA*, 78:3872
- Fujiki, H., M. Suganuma, H. Suguri, S. Yoshizawa, K. Takagi, N. Uda, K. Wakamatsu, K. Yamada, M. Murata, T. Yasumoto and T. Sugimura (1988). Diarrhetic shellfish toxin, dinophysistoxin-1 is a potent promotor on mouse skin. *Gann*, 79:1089-1093
- Fusetani, N. and Y. Hashimoto (1976). Hemolysins in a green alga *Ulva pertusa*. *In*: Animal, plant and microbial toxins, edited by A. Ohsaka, K. Hayashi and Y. Sawai. New York. Plenum Publishing Corp. Vol. I, pp.325-332
- Fusetani, N., C. Ozawa and Y. Hashimoto (1976). Fatty acids as ichthyotoxic constituents of a green alga *Chaetomorpha minima*. *Bull.Jpn.Soc.Scient.Fish.*, 42:941
- Gacic, M., A. Baric, N. Krstulovic, I. Marasovic, T. Pucher-Petrovic, D. Regner and M. Tudor (1988). The natural characteristic of the sea water in the Kastela Bay and the impacts of the waste waters. Split, December 1988. Priority Actions Programme, Regional Activity Center, *UNEP, CPP/1988-89/YU/Doc.2*
- Gacutan, R.Q. (1986). Effects of coconut milk and brown sugar on toxins from mussels exposed to *Pyrodinium bahamense* var. *compressa*. *In*: The first Asian fisheries forum, edited by J.L. McLean, L.B. Dizon and L.V. Hosillos. Manila. Asian Fisheries Society, pp.311-313

- Gangemi, G. (1973). Apparizione di "acque rosse" a Volvocolles sul litorale del Golfo di Patti. Atti 5° Coll. Int. Oceanogr. Med. Messina, pp.475-486
- Gates, J.A. and W.B. Wilson (1960). The toxicity of *Gonyaulax monilata* Howell to *Mugil cephalus*. *Limnol.Oceanogr.*, 5:171
- Genchi, G., F. Di Bernardo, A. Lugaro, S. Calvo, S. Ragonese and S. Riggio (1983a). Dystrophic and eutrophic states of coastal sea - water in Palermo Bay during the summer season (August 1981). *Journ.Etud.Pollut.CIESM, Cannes*, 6(1982):635-639
- Genchi, G., A. Lugaro, S. Calvo and S. Ragonese (1983b). Ecologia del Golfo di Palermo. I. Risultati preliminari su nutrienti, clorofilla, proteine e glucidi particellati. *Natural.Sicil.S. IV*, 6 Suppl, pp.553-571
- Genovese, S. (1979). L'eutrofizzazione nelle acque costiere. Atti del Convegno sulla eutrofizzazione in Italia, C.N.R. AC/2/45-70, (Roma, 3-4 ottobre 1978), pp.239-256
- GESAMP (1988). Report of the working group on nutrients and eutrophication in the marine environment. *GESAMP XVIII/2.1*
- GESAMP - IMO/FAO/UNESCO/WHO/IAEA/UN/UNEP (1989). Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution. The Atmospheric Input of Trace Species to the World Ocean. *GESAMP Rep.Stud.*, 38, 111 p.
- GESAMP - IMO/FAO/UNESCO/WMO/IAEA/UN/UNEP (1991). Joint Group of Expertson the ScientificAspects of Marine Pollution. Global Changes in the Air-Sea Exchange of Chemicals. *GESAMP Rep.Stud.*, 48, 69 p.
- Ghirardelli, E.and S. Pignatti (1968). Consequénces de les pollutions sur les peuplements du "Vallone di Muggia" près de Trieste. *Rev.Int.Océanogr.Med.*, 10:111-1221
- Ghirardelli, E. S. Fonda Umani (1989). Cenni storici. Atti del Convegno nazionale "L'eutrofizzazione nel Mare Adriatico". (Ancona, 4 Aprile 1989)
- Giacobbe, M. and G. Maimone (1991). *Dinophysis sacculus* outbreaks in a brackish area of Sicily (Italy). *Red Tide Newsletter*, 4(1)
- Gilmartin, M. D. Degobbis, N. Revelante and N. Smolaka (1990), The mechanism controlling plant nutrient concentrations in the northern Adriatic Sea. *Int.Rev.gesam.Hydrobiol.*, 75:425-445
- Giordani, P. (1990a). La città turistica balneare. *Paesaggio Urbano*, Anno I, 4-5:7-8
- Giordani, P. (1990b). Il modello lineare fra degrado e inattualità:aspettando l'innovazione. *Paesaggio Urbano*, Anno I, 4-5:102-109
- Giovanardi, F. and E.J. Bent (1990). Immediate assistance for the reduction of industrial pollution in the region of the Boka Kotorska Bay (Montenegro Republic - Yugoslavia). Final report UNIDO, Vienna, August 1990, pp.1-68

- Giovanardi, G. and E. Tromellini (1992a). An empirical dispersion model for total phosphorus in a coastal area: the Po River-Adriatic system. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. *J.Sci.Total Environm.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.201-210
- Giovanardi, G. and E. Tromellini (1992b). Statistical assessment of trophic conditions. Application of the OECD methodology to the marine environment. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.211-233
- Goldoni, L. (1976). Le alghe fameliche dell'Adriatico. Un dramma ecologico. *Corriere della sera*, 15 settembre, Anno 101, No. 216, pp.1-2
- Gotsis-Skretas, O. and N. Friligos (1988). Eutrophication and phytoplankton ecology in the Thermalkos Gulf. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):297
- Gowen, R.J. (1984). Toxic phytoplankton in Scottish coastal waters. *ICES (Copenhagen) D2*
- Granéli, E., A. Granéli and S. Fleischer (1983). Possible causes of changes in the fluctuations and succession of phytoplankton leading to red tide on the Swedish west coast. 17th EMBS, 1982. *Oceanol.Acta*, Spec. Vol, pp.1-13
- Granéli, E., B. Sundstrom, L. Edler and D.M. Anderson (eds.) (1989). *Toxic Marine Phytoplankton*. Proc. Fourth Inter. Con. Toxic Marine Phytopl., June 26-30, Sweden, Elsevier
- Grauer, F.H. (1959). Dermatitis escharotica caused by a marine alga. *Hawaii med.J.*, 19:32-34
- Gray, J.S. and E. Paasche (1984). On marine eutrophication. *Mar.Pollut.Bull.*, 15(10):349-350
- Guidorzi, R., S. Beghelli, U. Soverini, E. Terragni and L. Boni (1992). Dynamic correlation techniques in eutrophication phenomena analysis. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.935-943
- Haamer, J., P.O. Andersson, O. Lindahl, S. Lange, X.P. Li and L. Edebo (1990). Effects of transplantation and reimmersion of mussels *Mytilus edulis* (Linnaeus, 1728), on their contents of okadaic acid. *J.Shellfish Res.*, 9(1):109-112
- Halim, Y. (1960). *Alexandrium minutum*, nov. g. nov. sp. dinoflagellé provoquant des "eaux rouges". *Vie et Milieu*, 11(1):102-105
- Halim, Y. (1989). Eutrophication in Egyptian Mediterranean waters. In: Report of the meeting of the implications and control of undesirable plankton blooms. UNEP, Athens (4-6 April). UNEP(OCA)/Med. WG.4/2, Annex III, 1 p.
- Hall, S. (1991). Natural toxins. In: Microbiology of marine food products, edited by D.R. Ward and C. Hackney. New York. Van Nostrand Reinhold, pp.301-330
- Hall, S. and P.B. Reichardt (1984). Cryptic paralytic shellfish toxins. In: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. Washington D.C., American Chemical Society, pp.113-123

- Hall, S., P.B. Reichard and R.A. Neve (1980). Toxin extracted from Alaskan isolate of *Protogonyaulax* sp. *Biochem.Biophys.Res.Commun.*, 97:649-653
- Hallegraeff, G. and C. Summer (1986). Toxic plankton blooms affect shellfish farma. *Austral.Fish.*, 158:4
- Hallegraeff, G.M., S.O. Stanley, C.Y. Bolch and S.I. Blactiburn (1987). *Gymnodinium catenatum* blooms and shellfish toxicity in Southern Tasmania, Australia. In: Internal Symposium on Red Tides. Biology, Environmental Science and Toxicology, Takamatsu, Japan, Nov. 10-14
- Hallegraef, B.W., D.A. Steffensen and R. Wetherbee (1988). Three estuarine Australian dinoflagellates that can produce paralytic shellfish toxins. *J.Plankt.Res.*, 10(3):533-541
- Halstead B.W. (1965). *Poisonous and Venomous Marine Animals of the World*, 3 vols, US Govt. Printing Office, Washington D.C.
- Halstead B.W. (1978). *Poisonous and Venomous Marine Animals of the World*, Darwin, Princeton, N.J., pp.328-402
- Hamano, Y., Y. Kinoshita and T. Yasumoto (1985). Suckling mice assay for diarrhetic shellfish toxins. In: Toxic dinoflagellates, edited by D.M. Anderson, A.W. White and D.G. Baden. Amsterdam, Elsevier, pp.383-388
- Harris, G. P. (1986). *Phytoplankton Ecology: Structure, Function and Fluctuation*. New York. Chapman & Hill
- Hashimoto, Y (1979). *Marine Toxins and Other Bioactive Metabolites*, Japan Scientific Society, Tokyo, 369 p.
- Haystead, T.A.J., A.T.R. Sinu, D. Carling, R.C. Honnor, Y. Tsukitani, P. Cohen and D.G. Hardie (1989). Effects of the tumor promoter okadaic acid on intracellular protein phosphorylation and metabolism. *Nature*, 337:78-81
- Heip, C.(1991). Long-term data sets held in Marine Research Institutions in Belgium Presented at the workshop "Long -term data sets in european marine stations. Assessing the Biological Consequences of Global Change", (Blanes, Spain, May, 27-29, 1991)
- Helrich, K. (1990). *Official Methods of Analysis of the Association of Official Analytical Chemists*, 14th Edition. AOAC, Washington, D.C., pp.881-882
- Herman, P.M.J. (1991). Long-term data sets at the Delta Institute for Hydrobiological Research Presented at the workshop "Long-term data sets ineuropean marinestations. Assessing the Biological Consequences of Global Change", (Blanes, Spain, May, 27-29, 1991)
- Hescheler, J., G. Mieskes, J.C. Rüegg, A. Takai and W. Trautwein (1988). Effects of a protein phosphatase inhibitor, okadaic acid, on membrane currents of isolated guinea-pig cardiac myocytes. *Pflügers Arc.*, 412:248-252



- Hickel, W. (1991). Long-term changes in nutrients and plankton in the German Bight, North Sea Presented at the workshop "Long-term data sets in europeanmarinestations. Assessing the Biological Consequences of Global Change", (Blanes, Spain, May, 27-29, 1991)
- Hollande, A. and M. Enjumet (1957). Sur une invasion des eaux du Port d'Alger par *Chatonella subsalsa* Biecheler. Remarques sur la toxicité de cette chloromonadine. *Bull.Stat.Mar.Castiglione*, 8:271-280
- Honsell, G. (1990). Dinoflagellati tossici in Adriatico. SIFV Tavola Rotonda Linee di sviluppo della ricerca in fisiologia vegetale:tra Scilla e Cariddi, scienza o moda?, Stresa, 18 ottobre
- Honsell, G. (1992). Personal communication (Boni, 1992)
- Honsell, G. (1993). First Report of *Alexandrium minutum* in the Northern Adriatic Waters (Mediterranean Sea). In: Toxic phytoplankton blooms in the sea, edited by T.J. Smayda and Y. Shimuzu. 5th Int. Conf. on Toxic Marine Phytoplankton, Newport, R.I., USA, 28 October-1 November 1991. Elsevier Science Publishers, B.V, pp.127-132
- Honsell, G., L. Boni, M. Cabrini and M. Pompei (1992). Toxic or potentially toxic Dinoflagellates from the Northern Adriatic Sea. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.107-114
- Honsell, G., L. Boni, N. Fanuko, M. Cabrini, A. Artegiani and A. Solazzi (in press). A green dinoflagellate bloom in the northern Adriatic Sea. II International Conference on *Problems of Algal Blooms in Aquaculture*, Sherkin Island, 14-16 June 1989
- Hrs-Brenko, M., D. Medakovic, E. Zahtila and Z. Labura (1992). Recovery of benthos after anoxic stress. II. Bivalve Molluscs. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:347
- Hungspreugs, M., W. Utoompruurkporn, S. Dharmvanij and P. Sompongchaiyakul (1989). The present status of the aquatic environment of Thailand. *Mar.Pollut.Bull.*, 20(7):327-332
- Hutchinson, S. (1991). Ecophysiological methods and analyses of preserved material as tools for monitoring the marine environment. Presented at the workshop "Long-term data sets in european marine stations Assessing the Biological Consequences of Global Change", (Blanes, Spain, May, 27-29, 1991)
- IFREMER (1990). Variabilité à moyenne échelle du Bassin Algérien. Observations hydrologiques, biologiques et chimiques. Campagne Mediproduct V, 27 mai- 27 juin 1986. COF, 11:100-107
- Ignatiades, L., M. Karydis and V. Vounatsou (1992). A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentration scales. *Mar.Pollut.Bull.*, 24(5):238-243
- Impellizzeri, G., S. Mangiafico, G. Oriente, M. Piatelli, S. Scuito, E. Fattorusso, S. Magno, C. Santacroce and D. Sica (1975). Amino acids and low molecular weight carbohydrates of some marine red algae. *Phytochemistry*, 14:1549-1557

- Innamorati, M., L. Alberotanza, L. Lazzara, M. De Pol and M. Mannucci (1985). Popolamenti fitoplanctonici e condizioni idrologiche nel Mar Ligure. Resoconti dei rilevamenti in mare n.1. Campagna Ligure IV - N/O C.N.R. "L.F.Marsili" 10 marzo-9 aprile 1979, pp.1-40
- Innamorati, M., L. Alberotanza, M. De Pol, M. Mannucci, C. Nuccio, G. Fargion, G. Innocenti, G. Mori and L. Lazzara (1986a). Popolamenti fitoplanctonici e condizioni idrologiche nel Mar Ligure. Resoconti dei rilevamenti in mare n. 2. Campagna Ligure V - N/O C.N.R. "Bannock" 1-13 marzo 1980, pp.1-56
- Innamorati, M., L. Lazzara, C. Nuccio, M. De Pol, M. Mannucci, G. Fargion and G. Mori (1986b). Biomassa fitoplanctonica e condizioni idrologiche nell'alto Tirreno Toscano. Resoconti dei rilevamenti in mare n. 7. Campagna Alto Tirreno Toscano 1 - N/O "Minerva" - 3-9.9.1985. Campagna Alto Tirreno Toscano 2 - N/O "Minerva" - 22-28.11.1986, pp.1-95
- Innamorati, M., C. Nuccio, C. Lenzi-Grillini, M. De Pol and M. Mannucci (1989a). Biomassa, produzione e specie fitoplanctoniche nel mare antistante lo scarico termico della centrale elettrica di Torre del Sale (Golfo di Follonica). *Resoconti dei rilevamenti in mare*, n. 5, Firenze, pp.1-44
- Innamorati, M., L. Lazzara, C. Nuccio, M. De Pol, M. Mannucci and G. Mori (1989b). Popolamenti fitoplanctonici e condizioni idrologiche nell'Arcipelago toscano. *Resoconti dei rilevamenti in mare*, n.6, Firenze, pp.1-115
- Innamorati, M., G. Mori, L. Lazzara, G. Ceccatelli, M. De Pol, S. Buzzichelli and S. Cavalieri (1989). Il fitoplancton nel mare inquinato dal fiume Arno (San Rossore 1983-1986). *Oebalia*, XV-1, N.S, pp.427-439
- Innamorati, M., L. Lazzara, C. Nuccio, G. Mori, L. Massi and V. Cherici (1992). Il fitoplancton dell'alto Tirreno: condizioni trofiche e produttive. Atti del 9° Congresso A.I.O.L. S.Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990, pp.199-205
- Ivančić I., (1995), Long-term changes of oceanographic properties and nutrient concentrations in the northern Adriatic. Ph.D. Thesis. "Rudjer Boskovic" Institute, University of Zagreb, Rovinj, 138 p. (in Croatian)
- Jimenez, F., J. Rodriguez, B. Bautista and V. Rodriguez (1986). Relation between chlorophyll, cell abundance and biovolume during a winter bloom in the Bay of Malaga (Alboran Sea). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):185
- Jochem, F. (1987). Zur Verkreitung und Bedeutung des autotrophen Ultraplanktons. Dipl. Arb. Univ. Kiel
- Johnson, G.L. (1982). In: Molecular aspects of cell regulation, edited by P. Cohen and S. Van Heyningen. Elsevier, Vol. 2 33 p.
- Jørgensen, E. (1923). Mediterranean Dinophysiaceae. Report on the Danish Oceanographical Expeditions 1908-10 to the Mediterranean and Adjacent Seas. Vol. II. Biology
- Jørgensen, B.B. (1980). Seasonal oxygen depletion in the bottom waters of a Danish fjord and its effect on the benthic community. *Oikos*, 34:68-76
- Jørgensen, S.E. (1988). *Fundamentals of Ecological Modelling*. Elsevier, Amsterdam, 391 p.

- Justic, D. (1987). Long-term eutrophication of the northern Adriatic Sea. *Mar.Pollut.Bull.*, 18(6):281-284
- Justic, D. (1988). Trend in the Transparency of the Northern Adriatic Sea 1911-1982. *Mar.Poll.Bull.*, 19(1):32-35
- Justic, D. (1991a). A Simple Oxygen Index for Trophic State Description. *Mar.Poll.Bull.*, 22(4):201-204
- Justic, D. (1991b). Hypoxic conditions in the northern Adriatic Sea: historical development and ecological significance. From Tyson, R.V. & Pearson, T.H., "Modern and Ancient Continental Shelf Anoxia", Geological Society Special Publication. 58:95-105
- Justic, D., T. Legovic and L. Rottini-Sandrini (1987). Trends in oxygen content 1911-1984 and occurrence of benthic mortality in the northern Adriatic Sea. *Estuar.Coast.Shelf Sci.*, 25:435-445
- Kaltenböck, E. and G.J. Herndl (in press). Ecology of amorphous aggregations (marine snow) in the Northern Adriatic Sea. IV. Dissolved nutrients and the autotrophic component associated with marine snow. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, (in press)
- Kao, C.Y. (1966). Tetrodotoxin, saxitoxin and their significance in the study of excitation phenomena. *Pharm.Rev.*, 18:997-1049
- Kao, C.Y. and S.E. Walker (1982). Active groups of saxitoxin and tetrodotoxin as deduced from actions of saxitoxin analogs on frog muscle and squid ax. *J.Physiol.(London)*, 323:619-637
- Kat, M. (1979). The occurrence of *Prorocentrum* species and coincidental gastro intestinal illness of mussel consumers. In: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North Holland, pp.215-220
- Kat, M. (1983). Diarrhetic mussel poisoning in the Netherlands related to the dinoflagellate *Dinophysis acuminata*. *Antonie v. Leeuwenhoek*, 49:417-427
- Kat, M. (1989). Toxic and nontoxic dinoflagellate blooms on the Dutch coast. In: Red tides: Biology, environmental sciences and toxicology, edited by T. Okaiki, D.M. Anderson, and T. Nemoto. Amsterdam. Elsevier, pp.73-76
- Kato, Y. and P.J. Scheuer (1975). The aplysiatoxins. *Pure Appl.Chem.*, 42:1-14
- Kelly, M. and M. Naguib (1984). Other examples from the Mediterranean region. In: Eutrophication in coastal marine areas and lagoons, a case study of "Lac de Tunis", *UNESCO Rep.Mar.Sci.*, 29, 22 p.
- Kempe, S. (1985). Compilation of carbon and nutrient discharge from major world rivers. In: Transport of carbon and minerals in major world rivers, edited by E.T. Degens and S. Kempe. SCOPE/UNEP Sonderband. Mitt. Geol.-Palaont. Inst. Univ. Hamburg. H. 58:3
- Kendal, M. (1991). Long-term data sets held at the Plymouth Marine Laboratory Presented at the workshop "Long-term data sets in european marine stations: Assessing the Biological Consequences of Global Change", (Blanes, Spain, May, 27-29, 1991)

- Kerr, S.R. (1974). Theory of size distribution in ecological communities. *J.Fish.Res.Board Can.*, 31:1859-1862
- Kerr, S.R. and R.A. Ryder (1992). Effects of cultural eutrophication on coastal marine fisheries: a comparative approach. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.599-612
- Kim, K-T. and M. Travers (1986). Caractères physique et chimique des étangs de Barre et Vaine (Côte Méditerranéenne Française). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):51
- Kimor, B., A.G. Moigis, V. Dohms and C. Stienen (1985). A case of mass occurrence of *Prorocentrum minimum* in Kiel Fjord. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, 27:209-215
- Kodama, M. (1989). Possible association of paralytic shellfish toxins-producing bacteria with bivalve toxicity. *In*: Mycotoxins and phycotoxins '88, edited by S. Natori, K. Hasimoto, and Y. Ueno. Amsterdam. Elsevier Science Publ, pp.391-398
- Kodama, M. (1990a). Possible association of marine bacteria with paralytic shellfish toxicity of bivalves. *Mar.Ecol.Prog.Ser.*, 61:203-206
- Kodama, M. (1990b). Possible links between bacteria and toxin production in algal blooms. *In*: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson, New York. Elsevier Science Publishing Co., pp.52-61
- Kodama, M. and T. Ogata (1988). New insights into shellfish toxin. *Mar.Pollut.Bull.*, 19:559-564
- Koray, T. (1988). A multiple regression model to determine abundance of Diatoms in a polluted area (Izmir Bay, Aegean Sea). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):21
- Koray, T. (1990). Planktonic Protista associated with "color-tides" in Izmir Bay (Aegean Sea). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 32(1):212
- Koray, T. and B. Buyukisik (1988). Toxic dinoflagellate blooms in the Harbour region of Izmir Bay (Aegean Sea). *Rev.Int.Océanogr.Méd.*, LXXXI-LXXXII:25-42
- Koray, T. and B. Buyukisik (1992). Temperature, light and nutrient based model on spring primary production for heavily eutrophied subtropical coastal waters. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:257
- Koray, T., B. Buyukisik, A. Benli and S. Gokpinar (1992). Phytoplankton blooming and zooplankton swarms in eutrophied zones of Aegean Sea (Izmir Bay). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:257
- Krogh, P. (1987). Scientific report on paralytic shellfish poisons in Europe. Commission of the European Communities, Directorate General for Agriculture
- Krogh, P. (1989). Report of the Scientific Veterinary Committee (Section Public Health) on diarrhetic shellfish poisons in Europe. Commission on the European Committee (CEC), Directorate General for Agriculture

- Krogh, P., L. Edlar, E. Granéli and U. Nyman (1985). Outbreak of diarrheic shellfish poisoning on the west coast of Sweden. *In: Toxic dinoflagellates*, edited by D. Anderson, A.W. Withe and D.G. Baden. Amsterdam. Elsevier, pp.501-504
- Krom, M.D., S. Brenner, L. Isrialov, B. Krumgalz and L. Gordon (1988). Dissolved nutrients in the Levantine Basin of the Eastern Mediterranean Sea. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):42
- Krom, M.D., N. Kress, S. Brenner and L.I. Gorden. (1991). Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean Sea. *Limnol.Oceanogr.*, 36(3):424-432
- Krzanowski, J., S. Asai, W. Anderson, D. Martin, R. Lockey, S. Bukantz and A. Szentianyi (1981). Contractile effects of *Ptychodiscus brevis* toxin on canine airway smooth muscle. *Fed.Proc.Fed.Am.Soc.Exp.Biol.*, 40(3):721
- Kumagai, M., T. Yanagi, M. Murata, T. Yasumoto, M. Kat, P. Lassus and J.A. Rodriguez-Vazquez (1986). Okadaic acid as the causative toxin of diarrhetic shellfish poisoning in Europe. *Agric.Biol.Chem.*, 50:2853-2857
- Kume, H., A. Takai, H. Tokuno and T. Tomita (1989). Regulation of Ca<sup>2+</sup>-dependent K<sup>+</sup>-channel activity in tracheal myocytes by phosphorylation. *Nature*, 341:152-154
- Lakkis, S. (1991). Les Dinoflagelles des côtes libanaises: aspects écologiques. *Rev.Int.Océanogr.Méd.*, 101-102-103-104:115-123
- Lancelot, C., G. Billen, A. Sournia, T. Weisse, F. Colijn, M.J.W. Velduis, A. Davies and P. Wassmann (1987). *Phaeocystis* blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. *Ambio*, 16(1):38-46
- Langeland, G., T. Hasselgaard, K. Tangen, O.M. Skulberg and A. Hjelle (1984). An outbreak of paralytic shellfish poisoning in Western Norway. *Sarsia*, 69:185
- Lassus, P. (1984). Bilan des phénomènes d'eaux colorées et des perturbations observées dans le phytoplancton côtier pour l'année 1983. *Rapport ISTPM*, Nantes, 30 p.
- Lassus, P. (1988). Plancton toxique et plancton d'eaux rouges sur les côtes européennes. IFREMER, pp.1-97
- Lassus, P., M. Bardouil, J.P. Berthom, P. Maggi, P. Truquet and L. Le Déan (1988). Seasonal occurrence of *Dinophysis* sp. along the French coast between 1983 and 1987. *Aquat.Living Resour.*, 1:155-164
- Lassus, P., A. Herbland and C. Lebaut (1991). Dinophysis Blooms and Toxic Effects Along the French Coast. *World Aquaculture*, 22(4):49-54
- Lassus, P., F. Provniewski, P. Maggi, P. Truquet and M. Bardouil (1993). Wind-induced *Dinophysis acuminata* toxic blooms in the Antifer Area (France). *In: Toxic phytoplankton blooms in the sea*, edited by T.J. Smayda and Y. Shimizu. 5th Int. Conf. on Toxic Marine Phytoplankton, Newport, R.I., USA, 28 October-1 November 1991. Elsevier Science Publishers. B.V, pp.519-523

- Lawrence, J.F., C.F. Charbonneau, C. Ménard, M.A. Quilliam and P. Greig Sim (1989). Liquid chromatographic determination of domoic acid in shellfish products using the paralytic shellfish poison extraction procedure of the AOAC. *J. Chromatography*, 462:349-356
- Lazzara, L., M. Innamorati, C. Nuccio, A.R. Mazzoli and G. Ceccatelli (1989). Popolamenti fitoplanctonici dell'arcipelago toscano in periodo estivo. *Oebalia*, XV-1, N.S, pp.453-462
- Lee, J.S., T. Yanagi, R. Kenma and T. Yasumoto (1987). Fluorimetric determination of diarrhetic shellfish toxins by high-performance liquid chromatography. *Agric.Biol.Chem.*, 51:877-881
- Legovic, T., D. Petricioli and V. Zutic (1991a). Hypoxia in a pristine stratified estuary (Krka, Adriatic Sea). *Mar.Chem.*, 32:347-360
- Legovic, T., D.Vilicic, D. Petricioli and V. Zutic, V. (1991b). Subsurface *Gonyaulax polyedra* bloom in a stratified estuary. *Mar.Chem.*, 32:361-374
- Lelong, P.P., M.A. Bianchi and Y.P. Martin (1980). Dynamique des populations planctoniques et bactériennes au cours d'une production experimentale de phytoplancton marin naturel. II. Structure et physiologie des populations et leur interactions. *Can.J.Microbiol.*, 26:297-307
- Lenzi, M. (1992). Experiences for the management of Orbetello Lagoon: eutrophication and fishing. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990. *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.1189-1198
- Lenzi, M. and R. Salvatori (1986). Eutrofizzazione, distrofia e produzione ittica nella laguna di Orbetello. *Atti Mus.civ.Stor.nat.*, Grosseto N°9/10 31 dicembre, pp.45-55
- Leveau, M. and B. Coste (1987). Impact des apports rhodaniens sur le milieu pélagique du golfe du Lion. *Bull.Ecol.*, 18(2):119-122
- Leveau, M., S. Maestrini, P. Nival and A. Romana (1989). State of the eutrophication problem in France. In: Report of the meeting of the implications and control of undesirable plankton blooms. UNEP, Athens (4-6 April). UNEP (OCA) Med. WG.4/2, Annex III, pp.2-22
- Lieutaud, A., M.C. Ximenes and T. Moutin (1991). Lagoon eutrophication assesment with Nitrogen and Phosphorus contents: stocks in different compartments for rehabilitation purposes. Proceeding of the "Managing Mediterranean Wetlands and their Birds for the Years 2000 and Beyond Symposium". Grado (Italy), 3-13 February
- Loi, A., M. Massacesi, P. Mulas and G. Sarritzu (1981). An investigation on the condition of the coastal waters of the Gulf of Cagliari. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 27(9):183-188
- Lopez, J. and P. Arte (1971). Aguas rojas en el Mediterraneo occidental. *Publ.tecn.Dir.gen. Pesca marit.*, 10:399-412
- Lucas, D. (1985). La toxine produite par *Dinophysis acuminata*. IFREMER, Nantes

- Lüthy, J. (1979). Epidemic paralytic shellfish poisoning in western Europe, 1976. *In*: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North Holland, pp.15-22
- Magazzù, G. (1982). La crescita fitoplanctonica in alcuni ambienti lagunari del mare Mediterraneo. *Natural.Sicil.*, S.IV, 6, 2:337-359
- Magazzù, G., C. Caristi, F. Decembrini, G. Cimino and G. Pulicano (1991). Pollution chimique et eutrophisation de la Lagune Saumatre de Ganzirri (Messine). *Rev.Int.Océanogr.Méd.*, 101-102-103-104:53-61
- Maiti, B.C., R.H. Thomson and M. Mahendran (1978). The structure of caulerpin, a pigment from *Caulerpa algae*. *J.Chem.Res.*, 4:126-127
- Malej, A. (1993), Il problema della carenza di ossigeno nel Golfo di Trieste. *In*: Ipossie e anossie di fondali marini. L'Alto Adriatico e il Golfo di Trieste, edited by G. Orel, S. Fonda Umani and F. Aleffi. Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia, Direzione regionale dell'Ambiente, Trieste, pp.63-67
- Mancini, L. and G. Sansoni (1986). Considerazioni sugli effetti dell'eutrofizzazione delle acque sulla pesca marittima della costa emiliano-romagnola. *Nova Thalassia*, 8 Suppl. 3:259-265
- Mancini, L., A. Milandri, C. Nizzoli, M. Pirini, R. Poletti, M. Pompei and R. Viviani (1986). L'eutrofizzazione in rapporto ad alcuni aspetti igienico-sanitari delle acque costiere e dei prodotti della pesca. *Nova Thalassia*, 8 Suppl. 3:325-330
- Mancini, L., A. Milandri, M. Pirini, R. Poletti, M. Pompei, L. Volterra, F.A. Aulicino, L. Bonadonna, I. Di Girolamo, L. Mancini, B. Pietrangeli and L. Boni (1989). Eutrophication of coastal marine waters: bacteriological aspects. *L'igiene moderna* 92(2):227-255
- Mann, K.H. (1969). The dynamics of aquatic ecosystems. *In*: Adv. Ecol. Res. 6, edited by J.B. Cragg. London, New York. Academic Press
- Marano, G. and E. Rizzi (1985). Fitoplancton del litorale pugliese. *Nova Thalassia*, 7 Suppl. 3:423
- Marasovic, I. (1986). Occurrence of *Prorocentrum minimum* in Adriatic Sea. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):186
- Marasovic, I. (1989). Encystment and excystment of *Gonyaulax polyedra* during a red tide. *Estuar.Coast.Shelf.Sci.*, 28:35-41
- Marasovic, I. (1990). Summer phytoplankton blooms in the Kastela Bay (Adriatic Sea) from 1980 to 1990. *Red Tide Newsletter*, 3, 3 p.
- Marasovic, I. and I. Vukadin (1982). Red tide in the Vranjic basin (Kastela bay). *Biljeske. Notes Inst. za. Oceanograf. ribarstvo. Split SFR, Jugoslavija* 48:1-7
- Marasovic, I. and T. Pucher-Petkovic (1985). Effects of eutrophication on the coastal phytoplankton community. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 29(9):137-139

- Marasovic, I. and T. Pucher-Petkovic (1987). Ecological observations of a locally limited summer bloom. In: Papers presented at the FAO/UNEP meeting on the effects of pollution on marine ecosystems. Blanes, Spain, 1985. *FAO Fish.Rep.*, 352 (suppl.) pp.167-174
- Marasovic, I., T. Pucher-Petkovic and V. Alegria-Hernandez (1988). Phytoplankton productivity of the Adriatic Sea in relation to pelagic fisheries. *Biljeske-Notes Inst.Oceanogr.Fish., Spit (72)*:1-8
- Marasovic, I., T. Pucher-Petkovic and V.J. Petrova-Karadzova (1990). *Prorocentrum minimum* (Dinophyceae) in the Adriatic and Black Sea. *J.Mar.Biol.Assoc.U.K.*, 70:473-476
- Marasovic, I., M. Gacic, V. Kovacevic, N. Krstulovic, G. Kuspilic, T. Pucher-Petkovic, N. Odzak and M. Solic (1991). Development of the red tide in the Kastela Bay (Adriatic Sea). *Mar.Chem.*, 32:375-385
- Marcaillon-Le Baut, C. and P. Masselin (1990). Recent data on diarrhetic shellfish poisoning in France. In: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier, pp.487-492
- Marceron, M. (1987). Mortalités de poissons en Baie de Vilaine (Juillet 1984). Causes, mécanismes, propositions d'action. *Report IFREMER/DERO-87. 14-EL*, 99 p.
- Marchetti, R. (1985). Indagini sul problema dell'eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. Ed. Regione Emilia-Romagna: Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo. Bologna, pp.1-308
- Marchetti, R. (1987). L'Eutrofizzazione. Un Processo Degenerativo delle Acque. Collana Scientifica. Ed. Franco Angeli Libri, Milano
- Marchetti, R. (1990). Algal blooms and gel production in the Adriatic Sea. Proc. Workshop "Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones", *Water Poll.Res.Rep. 16*, Roma, 28-30 May, pp.21-42
- Marchetti, R. and N. Verna (1992). Quantification of the phosphorus and nitrogen loads in the minor rivers of the Emilia-Romagna coast (Italy). A methodological study of the use of theoretical coefficients in calculating the loads. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.315-336
- Maretic, Z., M. Bujan and I. Pojed (1977). Mutamenti nelle condizioni ecologiche della baia di Pola e fenomeno della "marea rossa" dovuta alla presenza di dinoflagellati. Atti "Seminario internazionale sui problemi di eutrofizzazione lungo le coste dell'Emilia-Romagna", Bologna, 25-26 febbraio 1977, pp.112-113
- Margalef, R. (1968). Présence de *Chattonella subsalsa* Biecheler dans le port de Barcelone. *Rap.P.-V.Réun.CIESM*, 19(3):581-582
- Margalef, R. (1969). Primary production in aquatic environments, edited by R.A. Vollenweider, IBP Handbook no. 12



- Martin, D.F. and A.B. Chatterjee (1969). Isolation and characterization of a toxin from the Florida red tide organism. *Nature*, 221:59
- Martin, J.-M., F. Elbaz-Poulichet, C. Guieu, M.-D. Loye-Pilot and G. Han (1989). River versus atmospheric input of material to the Mediterranean: an overview. *Mar.Chem.*
- Martinez, R., R.A. Arnone and Z. Velasquez (1990). Chlorophyll *a* and respiratory electron transport system activity in microplankton from the surface water of the Western Mediterranean. *J.Geophys.Res.*, 95:1615-1622
- McFarren, E.F., M.L. Schafer, J.E. Campbell, K.H. Lewis, E.T. Jensen and E.J. Schantz (1960). Public health significance of paralytic shellfish poison. *Advan.Food Res.*, 10:135
- McFarren, E.F., H. Tanabe, F.J. Silva, W.B. Wilson, J.E. Campbell and K.H. Lewis (1965). The occurrence of a ciguatera-like poison on oysters, clams and *Gymnodinium breve* cultures. *Toxicon*, 3:111-123
- McGill, D.A. (1969). A budget for dissolved nutrient salts in the Mediterranean Sea. *Cah.Oceanogr.*, 21:543-554
- Ménesguen, A. (1990). Eutrophication along the french coast. Proc. workshop "Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones", *Water Poll.Res.Rep.* 16, Roma, 28-30 May, pp.63-82
- Merrill, J.E. (1991). "Aqua culture methods for use in managing eutrophicated waters" Presented at: Ecological Protection of the Adriatic, Urbino, Italy, SOGESTA, 21-22 February 1991, pp.25-32
- Mihnea, P.E. (1979). Some specific features of dinoflagellate *Exuviaella cordata* Ost. blooming in the Black Sea. In: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North-Holland, pp.77-82
- Mihnea, P.E. (1992). Conventional methods applied in pollution control of the Romanian coastal waters of the Black Sea. In: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci. Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.1165-1178
- Miller, C.E. (1955). *Soil Fertility*. New York. John Wiley & Sons
- Minas, M., B. Coste, P. Le Corre, H.J. Minas, T.T. Packard and P. Raimbault (1983). Rôle de la circulation en mer d'Alboran au voisinage du détroit de Gibraltar, sur le système production-régénération (Campagne MEDIPROD IV du Jean-Charcot). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 28(7):59-61
- Mingazzini, M., A. Rinaldi and G. Montanari (1992). Multi-level nutrient enrichment bioassays on North Adriatic coastal waters; In: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci. Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.115-131

- Ministero della Sanità (1978). D.M. 27 aprile 1978: "Norme concernenti i requisiti microbiologici, biologici, chimici e fisici delle zone acquee sedi di banchi e di giacimenti naturali di molluschi eduli lamellibranchi e delle zone acquee destinate alla molluschicoltura, ai fini della classificazione in approvate, condizionate e precluse". *Gazz. Uff.* n. 125 del 8/5/1978
- Ministero della Sanità (1990a). D.M. 1° agosto 1990, n. 256: "Regolamento recante modificazioni al decreto ministeriale 27 aprile 1978 concernente i requisiti microbiologici, biologici, chimici e fisici delle zone acquee sedi di banchi e di giacimenti naturali di molluschi eduli lamellibranchi e delle zone destinate alla molluschicoltura, ai fini della classificazione in approvate, condizionate e precluse". *Gazz. Uff.* n. 211 del 10/9/1990, Suppl.
- Ministero della Sanità (1990b). D.M. 1° agosto 1990, n. 257: "Regolamento recante modificazioni al decreto ministeriale 5 ottobre 1978 concernente i requisiti microbiologici, chimici e biologici dei molluschi eduli lamellibranchi in relazione alla loro destinazione. Modalità di prelievo dei molluschi eduli da sottoporre ad analisi durante le varie fasi della produzione e commercializzazione". *Gazz. Uff.* n. 211 del 10/9/1990, Suppl.
- Ministero della Sanità (1990c). D.M. 1° settembre 1990: "Metodi di analisi per la determinazione delle biotossine algali nei molluschi bivalvi, nonché per la determinazione qualitativa e quantitativa dei popolamenti fitoplanctonici nelle acque marine adibite alla molluschicoltura". *Gazz. Uff.* n. 218 del 18/9/1990
- Miracle, M.R., E. Vicente and J.M. Soria (1988). The Albufera of Valencia, an hypertrophic stressed ecosystem. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):64
- Modigh, M., M. Ribera d'Alcalà, V. Saggiomo, G. Forlani and E. Tosti (1985). Time relationship between physico-chemical and biological properties of phyto-plankton blooms in the inner part of the Gulf of Naples, summer 1983. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 29(9):109-110
- Montanari, G., G. Nespoli and A. Rinaldi (1984). Formazione di condizioni anossiche nelle acque marine costiere dell'Emilia-Romagna dal 1977 al 1982. *Inquinamento*, 11:33-39
- Montoya, F.J. (1991). An Administrative Regulation Pattern of Coastal Management for Mediterranean Sea: Spanish Shores Act, July 1988, *Mar.Pollut.Bull.*, 23:769-771
- Montesor, M., C. Salafia, A. Solazzi, C. Tolomio and M. Marzocchi (1981). I popolamenti fitoplanctonici nell'Adriatico occidentale (primavera-estate 1978). Convegno delle Unità Operative Afferenti ai Sottoprogetti Risorse Biologiche e Inquinamento Marino, Roma, 10-11 Novembre
- Montesor, M., D. Marino, A. Zingone and G. Dafnis (1990). Three *Alexandrium* species from coastal Tyrrhenian waters (Mediterranean Sea). In: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier Science Publishing Co., pp.82-87
- Moore, R.E. (1984). Public health and toxins from marine blue-green algae. In: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C. American Chemical Society, pp.369-376

- Moro, I. and C. Andreoli (1991). Presenza e distribuzione di microalghe tossiche in Adriatico. *Giorn.Bot.It.*, 125(3):309
- Mortensen, A.M. (1985). Massive fish mortalities in the Faroe Islands caused by a *Gonyaulax excavata* red tide. In: Toxic dinoflagellates, edited by D.M. Anderson, A.W. White and D.G. Baden. Proceedings of the Third International Conference on toxic dinoflagellates. New York. Elsevier Science Publ. Co. Inc., pp.165-170
- Morton, B. (1989). Pollution of the coastal waters of Hong Kong. *Mar.Pollut.Bull.*, 20:310-318
- Murakami, Y., Y. Oshima and Y. Yasumoto (1982). Identification of okadaic acid as a toxic component of a marine dinoflagellate *Prorocentrum lima*. *Bull.Jpn.Soc.Fish.*, 48:69-72
- Murata, M., B. Shimitani, H. Sugitani, Y. Oshima and T. Yasumoto (1982). Isolation and structural elucidation of the causative toxin of diarrhetic shellfish poisoning. *Bull.Jpn.Soc.Sci.Fish.*, 48:549-552
- Murata, M., M. Sano, T. Iwashita, H. Naoki and T. Yasumoto (1986). The structure of pectenotoxin-3, a new constituent of diarrhetic shellfish toxins. *Agric.Biol.Chem.*, 50:2693-2695
- Murata, M., M. Kumagai, J.S. Lee and T. Yasumoto (1987). Isolation and structure of yessotoxin, a novel polyether compound implicated in diarrhetic shellfish poisoning. *Tetrahedron*, 28:5869-5872
- Music, S.L., J.T. Howell and C.L. Broumbach (1973). Red tide - its public health implications. *J.Fla.Med.Assoc.*, 60:27-29
- Mynderse, J.S., R.E. Moore, M. Kashiwagi and T.R. Morton (1977). Antileukemic activity in the Oscillatoriaceae: isolation of debromoaphysiatxin from *Lyngbya*. *Science*, 196:538-540
- Nakajima, M. (1965). Studies on the source of shellfish poison on Lake Hamana. I. Relation of the abundance of a species of dinoflagellate, *Prorocentrum sp.* *Bull.Jap.Soc.Sci.Fish.*, 31:198-203
- Nakajima, M. (1968). Studies on the source of shellfish poison in Lake Hamana. IV. Identification and collection of the noxious dinoflagellates. *Bull.Jap.Soc.Sci.Fish.*, 34:130-131
- Nakajima, I., Y. Oshima and T. Yasumoto (1981). Toxicity of benthic dinoflagellates in Okinawa. *Bull.Jap.Soc.Sci.Fish.*, 47:1029-1033
- Nakanishi, K. (1985). The chemistry of brevetoxins: A review. *Toxicon*, 23:473-479
- Nakopoulou, C., R. Psyllidou-Giouranovits and N. Friligos (1992). Nutrient investigation in the Saronikos Gulf, Aegean Sea, (1987-1990). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:177
- Neiland, S. (1991). "Long term studies on the macrobenthic infauna of Kinsale Harbour (South coast of Ireland)" Presented at the workshop "Long-term data sets in european marine stations: Assessing the Biological Consequences of Global Change", Blanes, Spain, May, 27-29, 1991

- O'Kane, J.P., V. Smetacek and E. Todini (1990). The Adriatic slime blooms: a hypothetical scenario of causative mechanisms and possible contribution of mathematical modelling. In: Eutrophication related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones. Accademia Nazionale dei Lincei, Rome, pp.225-238
- O'Kane, J.P., M. Suppo, E. Todini and J. Turner (1992). Physical intervention in the lagoon of Sacca di Goro. An examination using a 3-D numerical model. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.489-510
- Odum, E. (1971). *Fundamentals of Ecology*. Ed. W.B. Saunders Company. Philadelphia
- OECD (Vollenweider, R.A. and J.J. Kerekes) (1982). Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control. Ed. OECD, Paris
- Okaichi, T. (1979). Personal communication (Shimizu, 1979)
- Okaichi, T. and Y. Imatomi (1979). Toxicity of *Prorocentrum minimum* var *mariae-lebour* assumed to be a causative agent of short-necked clam poisoning. In: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North Holland, pp.385-389
- Okaichi, T., D.M. Anderson and T. Nemoto. (eds.) (1987). Red Tides -Biology, Environmental Science and Toxicology. Proc. 1st Int. Symp. on Red Tides, Takamatsu, Kagawa Pref. Japan, Nov. 10-14, New York. Elsevier
- Okaichi, T., D.M. Anderson and T. Nemoto. (eds.) (1988). Toxic Algal Blooms: Hazards to Shellfish Industry. The Journal of Shellfish Research. Special Issue
- Olmo, M.V. and M. Poli Molinas (1970). Un terzo anno di osservazioni sull'apporto in sali nutritivi di alcuni corsi d'acqua sfocianti nell'Adriatico. *Note del Lab.di Biol. Mar. e Pesca*, Fano, III, 8:177-224
- Omerik, J.M. (1977). Non-point source stream nutrient relationships: a nation-wide study. US-EPA REP. 600-/3-77-105. Corvallis, Oregon
- Orel, G. (1990). Apporti Trofici e Biocenosi Marine. *Sc.Dir.Econ.Amb.*, 3:12-18
- Oshima, Y., Y. Kotaki, T. Harada and T. Yasumoto (1984). Paralytic shellfish toxins in tropical waters. In: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C. American Chemical Society, pp.161-170
- Ottway, B., M. Parker, D. McGrath and M. Crowley (1979). Observation on a bloom of *Gyrodinium aureolum* Hulbert on the South coast of Ireland, Summer 1976, associated with mortalities of littoral and sublittoral organisms. *Ir.Fish.Invest. Ser. B.* 18:1-9
- Pagou, K. (1990). Eutrophication problems in Greece. Proc. workshop "Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones", *Water Pollution Research Report 16*, Roma, 28-30 May, pp.97-114

- Pagou, K. and L. Ignatiades (1990). The periodicity of *Gymnodinium breve* (Davis) in Saronicos Gulf, Aegean Sea. In: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier, pp.206-208
- Panagiotides, P., O. Gotsis-Skretas and N. Friligos (1989). Observations on the occurrence of a bloom of the species *Gonyaulax tamarensis* in Kavala Gulf during August 1986. Proc. 2nd Hellenic Symposium of Oceanography and Fisheries, Athens 1987, pp.417-425
- Paulmier, G. (1977). Note sur les organismes responsables d'eaux rouges. *Rapport Interne ISTPM*, France
- Paulmier, G., J.P. Joly, C. Etourneau and H. Tillaye Du Boullay (1984). Manifestations de *Dinophysis acuminata* sur le littoral haut et bas normand pendant l'été 1983. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.*
- 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
- Penna, N., (1990). Monitoring of the Marche coastal waters in 1988-1989. In: Atti Conv.: "Emergency Adriatic", held in Urbino, Italy, 7 Novembre 1989, pp.77-92
- Penna, N., G. Montanari and A. Rinaldi (1986). Analisi dei dati relativi al fenomeno dell'eutrofizzazione ricavati dal monitoraggio svolto negli anni 1985-86 lungo la fascia costiera pesarese. *Studi Urbinati*, Anno LIX, Serie C, 28
- Perdicaro, R. (1985). Effetti della riduzione del carico eutrofizzante sulle condizioni chimico-fisiche del lago di Sabaudia. *Nova Thalassia*, 7, Suppl. 3:343-348
- Perdicaro, P., P. Magliocchetti Lombi and A. Giangrande (1980). Ricerche sul Lago di Sabaudia: considerazioni a seguito della crisi distrofica verificatasi nel luglio 1979. *Quaderni Ist. Idrobiol. Acquacolt. Brunelli*, 2:3-23
- Perez, J.M., P. Laborde, J.C. Romano and Y. Souza-Lima (1986). Eau rouge à *Noctiluca* sur la côte de Provence en juin 1984. Essai d'interprétation dynamique. *Ann. Ins. Oceanog.*, 62(1):85-116
- Peters, R.H. (1983). The ecological implications of body size. Cambridge University Press
- Petrova-Karadzhova, V.J. (1984). Change of plankton flora of bulgarian Black Sea coast under influence of eutrophication. *Proc. Inst. Fish.*, Varna, 21:105-112
- Petrova-Karadzhova, V.J. (1985). A "Red Tide" of *Prorocentrum micans* Ehr. and *Exuviella cordata* Ost. in the Bay of Varna in November 1984. Bulg. Acad. of scien., *Hydrobiology*, Sofia, 26:70-74
- Petrova-Karadzhova, V.J. (1986). Dynamique du phytoplancton du littoral bulgare de la mer Noire en conditions d'eutrophication. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 30(2):187
- Pettine, M., T. La Noce, R. Pagnotta, A. Puddu and C. Blundo (1983). Dinamica dei nutrienti. L'esperimento Tevere. Influenza di un fiume sull'ecosistema marino prospiciente la sua foce. *Quad. Ist. Ric. Acque*, 66:61-92

- Pettine, M., T. La Noce, R. Pagnotta and A. Puddu (1985). Organic and trophic load of major Italian rivers. Proc. SCOPE/UNEP Sonderband Helft 58. Mitt.Geol.-Palaont.Inst.Univ. Hamburg. Hamburg April 1985, pp.417-429
- Phillips, D.J.H. and S. Tanabe (1989). Aquatic pollution in the far east. *Mar.Pollut.Bull.*, 20:297
- Piccinetti, C. (1986). Effetti dell'eutrofizzazione sulla pesca. *Nova Thalassia*, 8, Suppl. 3:281-289
- Piccinetti, C. and G. Manfrin (1969). Osservazioni sulla mortalità di pesci e di altri organismi verificatasi nel 1969 in Adriatico. *Note del Lab. Biol. Mar. e Pesca*, Fano, III, 4:73-92
- Pierce, R.H. (1986). Red tide (*Ptychodiscus brevis*) toxin aerosols: A review. *Toxicon*, 24(10):955-956
- Pierce, R.H. (1987). Cooperative scientific effort identifies red tide toxin. *Environs* (The Marine Biomedical Center). *Newsletter*, 10(4):7-12
- Pierce, R.H., R.C. Brown and J.R. Kucklick (1985). Analysis of *Ptychodiscus brevis* toxins by reverse phase HPLC. In: Toxic dinoflagellates, edited by D.M. Anderson A.W. White and D.G. Baden. New York. Elsevier, pp.309-314
- Piretti, M.V., L. Boni, L. Volterra and R. Viviani (1989). Ricerca scientifica e monitoraggio della tossicità delle alghe marine lungo la costa emiliano-romagnola. Rapporto redatto per la Regione Emilia-Romagna, Assessorato Sanità. Unpublished data
- Piriou, J.Y. (1986). Les Marées vertes sur le littoral breton. Bilan 1985. *Report IFREMER/DERO-86. 29-EL*, 79 p.
- Platt, Y. and K. Denman (1977). Organisation in the pelagic ecosystem. *Helgolander Wiss. Meeresunters.* 30:575-81
- Pojed, I. and S. Kveder (1977). Investigation of nutrient limitation of phytoplankton production in the northern Adriatic by enrichment experiments. *Thalassia Jugosl.*, 13:13-24
- Poli Molinas, M. and M.V. Olmo (1968). L'apporto in sali nutritivi di alcuni corsi d'acqua sfocianti nell'Adriatico. *Note del Lab. Biol. Mar. e Pesca*, Fano, II, 6:85-116
- Poli Molinas, M. and M.V. Olmo (1969). Ulteriori osservazioni sull'apporto in sali nutritivi di alcuni corsi d'acqua sfocianti nell'Adriatico. *Note del Lab. Biol. Mar. e Pesca*, Fano, III, 3:41-72
- Poli, M.A., T.Y. Mende and D.G. Baden (1986). Brevetoxins, unique activators of voltage. Sensitive sodium channels, bind to specific sites in rat brain synaptosomes. *Molec.Pharmacol.*, 30:129-135
- Porter, K.S. (ed.) (1975). Nitrogen and Phosphorus:Food Production, Waste and the Environment. Ann Arbor Science Publishers

- Precali, R. (1995). Analysis of pluriannual changes of primary production in the northern Adriatic and estimation of the eutrophication degree. Ph.D. Thesis. "Rudjer Boskovic" Institute, University of Zagreb, Rovinj, 146 p. (in Croatian)
- Provasoli, L. (1963). Organic regulation of phytoplankton fertility. *In*: The Sea, edited by M.N. Hill. New York. John Wiley & Sons Inc. Interscience
- Provasoli, L. (1979). Recent progress, an overview. *In*: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North-Holland, pp.1-14
- Provini, A., R. Mosello, M. Pettine, A. Puddu, E. Rolle and F.M. Spaziani (1979). Metodi e problemi per la valutazione dei carichi di nutrienti. *In*: Atti, Convegno sulla eutrofizzazione in Italia, Roma, edited by R. Marchetti, 3-4 ottobre 1978. CNR, AC/2/45-70, pp.121-158
- Provini, A., G.F. Gaggino and S. Galassi (1980). Po e Adige: valutazione statistica della frequenza di campionamento in un programma di monitoraggio. *Ing.Ambientale*, 9:379-390
- Provini, A., G. Crosa and R. Marchetti (1992). Nutrient export from the River Po basin and the River Adige Adige Basin over the last 20 years. *In*: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.291-313
- Pucher-Petkovic, T. and I. Marasovic (1988). Indications d'eutrophisation des eaux du large de l'Adriatique Centrale. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):226
- Pucher-Petkovic, T. and I. Marasovic (1992). Trophic characteristics of the Sibenik Bay (Middle Adriatic). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:372
- Pucher-Petkovic, T., I. Marasovic, I. Vukadin and L. Stojanoski (1988). Time series of production parameters indicating eutrophication in the middle Adriatic waters. *FAO Fish.Rep.*, 394:41-50
- Quilliam, M.A., M.W. Gilgan, S. Pleasance, A.S.W. de Freitas, D. Douglas, L. Fritz, T. Hu, J.C. Marr, C. Smyth and J.L.C. Wright (1991). Confirmation of an incident of diarrhetic shellfish poisoning in eastern Canada. UNESCO-IOC-SCOR Workshop on Programme Development for Harmful Algal Blooms, Rhode Island, USA, 2-3 November, pp.18-19
- Radach, G. and J. Berg, (1986). Trends in den konzentrationen der Nahrstoffe and des phytoplanktons in der Helgolander Bucht (Helgoland Reede Daten). *Ber.Biol.Anst.Helgol.*, 2:63
- Rajar, R. and M. Certina (1991). "Modelling wind-induced circulation and dispersion in the Northern Adriatic" *In*: XXIV Congress of International Association for Hydraulic Research, Madrid
- Rampi, L. (1951). Ricerche sul fitoplancton nel mare Ligure. *Atti Acc. Ligure di Scienze e Lettere* 8:1-50
- Ray, S.M. (1971). Paralytic shellfish poisoning:a status report. *Current Topics in Comparative Pathobiology*, 1:171

- Ray, S.M. and D.W. Aldrich (1965). *Gymnodinium breve*: induction of shellfish poisoning in chicks. *Science*, 148:1748
- Reckhow, K.H., M.N.N. Beaulac and J.T. Simpson (1980). Modelling phosphorus loading in lake response under uncertainty: a manual and compilation of export coefficients. US-EPA Rep. 440/5-80-011. Corvallis, Oregon Red Tide Newsletter. Sherkin Island Marine Publication. Vol. 1-5, 1988/1989/1990/1991/1992
- Redfield, A.C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* 46:205-222
- Regione Emilia-Romagna (1981-1991). Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. Rapporti annuali.(A. Rinaldi ed) Studi e documentazioni, Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo, Regione Emilia-Romagna, Bologna
- Regione Emilia-Romagna (1983). Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. Rapporti annuali.(A. Rinaldi ed) Studi e documentazioni, Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo, Regione Emilia-Romagna, Bologna, pp.1-311
- Regione Emilia-Romagna (1984). Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. Rapporti annuali.(A. Rinaldi ed) Studi e documentazioni, Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo, Regione Emilia-Romagna, Bologna, pp.1-317
- Regione Emilia-Romagna (1985). Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. Rapporti annuali.(A. Rinaldi ed) Studi e documentazioni, Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo, Regione Emilia-Romagna, Bologna, pp.1-315
- Regione Emilia-Romagna (1988). Eutrofia e distrofia nella Sacca di Goro. I risultati di uno studio condotto negli anni 1987 e 1988. (A. Rinaldi ed) Studi e documentazioni, Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo, Regione Emilia-Romagna, Bologna, pp.1-212
- Regione Emilia-Romagna (1990). Crociera oceanografica Po-Gargano (settembre 1989). Caratterizzazione fisico-chimica e trofica della fascia costiera con il rilevamento dei principali inquinanti.(A. Rinaldi ed) Studi e documentazioni, Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo, Regione Emilia-Romagna, Bologna, pp.1-93
- Regione Emilia-Romagna (1991). Il sistema depurativo emiliano-romagnolo nell'area Po-alto Adriatico. Rapporto dell'Assessorato Ambiente, Bologna, pp.1-54
- Regione Veneto (1991). Piano per il rilevamento delle caratteristiche qualitative e quantitative dei corpi idrici della Regione Veneto. Qualità delle acque marine di balneazione nella Regione Veneto. Anni 1984-1987. Volume 1 e 2
- Reish, D.J. (1963). Mass mortality of marine organisms attributed to the "red tide" in Southern California. *Calif. Fish and Game*, 49(4):165-170
- Reuss, M. (1990). Economic assessment and optimisation of actions. Water Pollution Research Report 16. Proc: Eutrophication related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones. Rome, Italy, 28-30 May 1990, pp.43-58



- Revelante, N., W.T. Williams and M. Gilmartin (1984). A numerical assessment of the temporal and spatial distribution of phytoplankton assemblages in the Northern Adriatic Sea. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.*, 77:137-150
- Ribera d'Alcalà, M., M. Modigh, M. Moretti, V. Saggiomo, M. Scardi, G. Spezie and A. Zingone (1989). Una storia infinita. Eutrofizzazione nella baia di Napoli. *Oebalia*, XV-1, N.S. pp.491-501
- Richie, J.M. and R.B. Rogart (1977). The binding of saxitoxin and tetrodotoxin to excitable tissue. *Rev.Physiol.Biochem.Pharmacol.*, 79:1-50
- Riedl, R. (1991). Fauna e flora del Mediterraneo, dalle alghe ai mammiferi:una guida sistematica alle specie che vivono nel mar Mediterraneo. Collana Scienze Naturali, Ed. Muzzio, Padova, 778 p.
- Riggio, S., G. D'Anna and M.P. Sparla (1992). Coastal eutrophication and settlement of mussel beds in NW Sicily: remarks on their significance. 25th European Marine Biology Symposium "Marine Eutrophication and Population Dynamics", Ferrara, 10-15 Settembre, 1990, pp.117-120
- Riley, G.P. and R. Chester (1971). Introduction to Marine Chemistry. London & New York. Academic Press
- Rinaldi, A. (1990). Eutrophy and dystrophy in the North-West Adriatic, causes and interventions. Atti del Convegno:"Emergency Adriatic", Urbino, Italy, 7 November 1989, pp.39-51
- Rinaldi, A. and G. Montanari (1988). Eutrophication in the Emilia-Romagna coastal waters in 1984-1985. *Ann.N.Y.Acad.Sci.*, 534:959-977
- Rinaldi, A., G. Montanari and A. Ferrari (1988). Eutrophie et dystrophie dans la lagune de Goro (Sacca di Goro). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):58
- Rinaldi, A., G. Montanari, A. Ghetti and C.R. Ferrari (1993). Anossie nelle acque costiere dell'Adriatico Nord-occidentale. Loro evoluzione e conseguenze sull'ecosistema bentonico. *Biologia Marina, Suppl. Notiziario SIBM*, 1:79-89
- Rinaldi, A., R.A. Vollenweider, G. Montanari, C.R. Ferrari and A. Ghetti (1995). Mucilage sin Italian seas: the Adriatic and Tyrrhenian seas, 1988-1991. Proc. Inter. Workshop Cesenatico 10-12 September, 1992, (R.A. Vollenweider and A. Rinaldi eds). *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, V. 165 (1995), pp.165-183
- Risk, M., Y.Y. Lin, R.D. MacFarlane, V.M. Sadagopa-Ramanujam, L.L. Smith and N.M. Trieff (1979). Purification and chemical studies on a major toxin from *Gymnodinium breve*. In: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger, Elsevier North Holland, pp.335-344
- Rismal, M. "Water reuse technologies, possibilities and their contribution to sea quality protection" University of Ljubljana, Slovenia (personal communication)
- Roberts, K.J., A.M. Bullock, M. Turner, K. Jones and P. Tett (1983). Mortalities of *Salmo gairdneri* exposed to cultures of *Gymnodinium aureolum*. *J.Mar.Biol.Assoc.U.K.*, 63(4):741-743

- Rosenberg, R. (1985). Eutrophication the future marine coastal nuisance? *Mar.Pollut.Bull.*, 16(6):227-231
- Rosenberg, R., O. Lindahl and H. Blank (1988). Silent spring in the Sea. *Ambio*, 17:4
- Rossi, N., C. Ciavatta and L. Vittori Antisari (1991). Seasonal pattern of nitrate losses from cultivated soil with subsurface drainage. *Water, Air and Soil Pollution*, 60:1-10
- Rossi, N., C. Ciavatta and P. Sequi (1992). Contribution of agricultural land in the Po Valley to coastal eutrophication of the Adriatic Sea. In: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.349-364
- Russo, G.F. (1982). Distribuzione della malacofauna di fondo mobile nella rada di Augusta. *Boll. Mus. Ist. Univ. Genova*, 50 (suppl.), pp.325-331
- Rydberg, L. (1982). Nutrient conditions and nutrient flow within the Southeastern Kattegat. *Vatten*, 38 p.
- Ryther, J.H. and G. Dunstan (1971). Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, 171 p.
- Saad, M.A.H. (1973). Catastrophic effects of pollution on egyptian waters near Alexandria. Atti 5° Coll. int. oceanogr. med. Messina, pp.553-572
- Saad, M.A.H. and E.I.M. Hemeda (1992a). Effect of pollution on the Western Harbour of Alexandria. I. Environmental characteristics. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.737-753
- Saad, M.A.H. and E.I.M. Hemeda (1992b). Effect of pollution on the Western Harbour of Alexandria. II. Nutrient salts. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.755-772
- Sacchetti, A. (1983). Il controllo e le ricerche sulle alghe tossiche. In:Atti del Convegno "Eutrofizzazione dell'Adriatico. Ricerche e linee di intervento", Bologna, Italy, 18-20 maggio, Regione Emilia-Romagna, pp.257-263
- Sakai, R., I. Ikeda, H. Kitani, H. Fujiki, F. Takaku, F. Rapp, T. Sugimura and M. Nagao (1989). *Proc.Natl.Acad.Sci.USA*, 86:9946-9950
- Salen Picard, C. (1981). Evolution d'un peuplement de la vase terrigène côtière soumis à des réjets de dragages dans le golfe de Fos. *Thetys*, 10:83-88
- Saliba, L.J. (1989). Regional measures for marine pollution control in the Mediterranean. *Mar.Pollut.Bull.*, 20(1):12-17
- Salkowski, E. (1885). Zur Kenntniss des Giftes der Miesmuschel (*Mytilus edulis*). *Arch.Pathol.Anat.Physiol.*, 102:578
- Samanidou, V., K. Fytianos and G. Vasilikiotis (1986). Distribution of nutrients in the Thermaikos Gulf, Greece. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):131

- Sampayo, M.A. de M., P. Alvito, S. Franca and I. Sousa (1990). *Dinophysis spp.* toxicity and relation to accompanying species. In: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier Science Publishing Co., pp.215-220
- Samson Kechacha, F.L. and T. Touahria (1992). Populations phytoplanctoniques et successions écologiques dans une Lagune saumâtre: le Lac El-Mellah (Algérie). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:103
- Santiago, S. (1991). Biodisponibilité du phosphore lié aux sédiments en suspension du Rhône et d'autres effluents du Léman. Thèse 2483, Institut F.-A. Forel, Université de Genève
- Santiago, S., R.L. Thomas, L. McCarthy, J.L. Loizeau, G. Larbaigt, C. Corvi, D. Rossel, J. Tarradellas and J.P. Vernet (1992). Particle size characteristics of suspended and bed sediments in the Rhone River. *Hydrobiological Processes*, V. 6. New York. John Wiley & Sons
- Sato, S., P. Nogueira, M. Paranageua and E. Eskenazi (1963-64). On the mechanism of red tide of *Trichodesmium* in Recife, northeastern Brazil with some considerations on the relation to the human disease: "Tamarande fever". *Trab.Inst.Biol.Marit.Oceanogr.Univ. Recife* 5/6:7
- Scaccini Ciatelli, M. (1967). Distribuzione stagionale dei sali nutritivi in una zona dell'alto e medio Adriatico. Estratto dal *Boll. Pesca, Piscicoltura e Idrobiologia*, Anno XLIII, XXII (n.s.), 1:49-82
- Scaccini Ciatelli, M. (1974). Influenza delle acque del Po sull'idrologia dell'Adriatico alla latitudine di Fano (1967-1971). *Note del Lab.di Biol.Mar. e Pesca*, Fano, IV, 10:237-268
- Scaccini Ciatelli, M. and M. Falcioni (1972). Condizioni idrologiche delle acque marine costiere di Fano dal 1967 al 1971. *Note del Lab.di Biol.Mar. e Pesca*, Fano, IV, 5:85-112
- Scaccini Ciatelli, M., M. Poli Molinas, M.V. Olmo and M. Falcioni (1972). Studio delle relazioni tra i quantitativi di sali nutritivi immessi in mare dal Po e dal Metauro ed il contenuto di essi nelle acque marine costiere. *Note del Lab.di Biol.Mar. e Pesca*, Fano, IV, 7:153-188
- Schantz, E.J., J.D. Mold, W.L. Howard, J.P. Bowden, D.W. Stanger, J.M. Lynch, O.P. Wintersteiner, J.D. Dutcher, D.R. Walters and B. Riegel (1961). Paralytic shellfish poison. VIII. Some chemical and physical properties of purified clam and mussel poisons. *Can.J.Chem.*, 39:2117-2123
- Scheuer, P.J., W.Takahash, J. Tsutsumi and T. Yoshida (1967). Ciguatoxin: isolation and chemical nature. *Science*, 155:1257
- Schneller, A., B. Kimor and Y. Azov (1985). Seasonal distribution of diatoms and dinoflagellates (> 65 µm) of the coast of Israel. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 29(9):115
- Schradie, J. and C.A. Bliss (1962). The cultivation and toxicity of *Gonyaulax polyedra*. *Lloydia* 25(4):214-221

- Schroeder, B. (1911). Adriatisches Phytoplankton. *Sitz.-ber. d. kais. Ak. d. Wiss. in Wien, math.-nat. K1* 120, Abt. 1
- Scoullou, M., S. Alexiou and T. Becacos-Kontos (1983). Chlorophylls distributions in the polluted bay of Keratsini, Saronikos Gulf, Greece. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 28(7):77-78
- Sechi, N., L. Volterra, F.A. Aulicino, L. Bonadonna, G. Bagella, P. D'Amaddio, M.C. Moresu and G. Soggia (1987). Un caso di eutrofizzazione nel golfo di Olbia. *L'Igiene Moderna* 88:126-136
- Seki, H. and T. Iwami (1984). The process of eutrophication in a body of natural waters. In: Progrès récent dans la science de la mer. La Société franco-japonaise d'océanographie. Tokyo
- Sheldon R.W., A. Prakash and W.H. Sutcliff (1972). The size distribution of particles in the ocean. *Limnol.Oceanogr.*, 17:327-340
- Shibata, S., Y. Ishida, H. Kitano, Y. Ohizumi, J. Habon, Y. Tsukitani and H. Kikuchi (1982). Contractile effects of okadaic acid, a novel ionophore-like substance from black sponge, on isolated smooth muscles under the condition of deficiency. *J.Pharmacol.Exp.Therap.*, 223:135-143
- Shilo, M. (1967). Formation and mode of action of algal toxins. *Bacteriol.Rev.*, 31:180
- Shilo, M. and M. Aschner (1953). Factors governing the toxicity of cultures containing the phytoflagellate *Prymnesium parvum* Carter. *J.Gen.Microbiol.*, 8:333
- Shilo, M. and R.F. Rosenberg (1960). Studies on the toxic principles formed by the Chryomonad *Prymnesium parvum* Carter. *Ann.N.Y.Acad.Sci.*, 90:866
- Shimizu, Y. (1979). Developments in the study of paralytic shellfish toxins. In: Toxic dinoflagellates blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North-Holland, pp.321-326
- Shimizu, Y. (1987). Dinoflagellate toxins. In: The biology of dinoflagellates, edited by F.J.R. Taylor. Oxford. Blackwell Scient. Publ., pp.282-315
- Shimizu, Y. and E. Ragelis (1979). Alternatives to the mouse bioassay. In: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North-Holland, pp.453-455
- Shiraki, K., K. Nakaya, A. Sugitani and F. Yamada (1985). Determination of diarrhetic shellfish poison by measuring 50% acid phosphatase activity inhibitory concentration APIC50. *J.Food Hyg.Soc.Japan*, 26:638-642
- Sieburth, J. M. (1979). Sea Microbes. New York. Oxford University Press, 491 p.
- Silva, E.S. (1985). Ecological factors related to *Prorocentrum minimum* blooms in Obidos Lagoon (Portugal). In: Toxic dinoflagellates, edited by D. Anderson, A.W. White and D. Baden. Amsterdam, Elsevier, pp.251-257

- Skagshaug, E. and Y. Olsen (1986). Nutrient status of phytoplankton blooms in Norwegian waters and algal strategies for nutrient competition. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*, 43 p.
- Skojldal, H.R. (1991). Biological time series data from Norwegian Marine Waters Presented at the workshop "Long-term data sets in european marine station:Assessing the Biological Consequences of Global Change", Blanes, Spain, 27-29 May 1991
- Smayda, T.J. (1990). Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea:evidence for a global epidemic. *In: Toxic marine phytoplankton*, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier Science Publishing Co., pp.29-40
- Smodlaka, N. (1986). Primary production of the organic matter as an indicator of the eutrophication in the northern Adriatic Sea. *Sci.Tot.Environ.*, 56:211-220
- Socal, G., Bianchi, F. and P. Franco (1981). Abbondanza e biomassa fitoplanctoniche nell'Adriatico settentrionale, crociere 1979. Convegno delle Unità Operative Afferenti ai Sottoprogetti Risorse Biologiche e Inquinamento Marino, Roma, 10-11 Novembre
- Solazzi, A. and C. Andreoli (1971). Produttività e ciclo annuale del fitoplancton nel medio Adriatico occidentale. *Quaderni Lab. Tecnologia della Pesca* 1(1), Ancona
- Solomon, A.E. and R.B. Stoughton (1978). Dermatitis from purified sea lagae toxin (debromoaplysiatoxin). *Arch.Dermatol.*, 114:1333
- Sournia, A., J.M. Brylinski, S. Dallot, P. Le Corre, M. Leveau, L. Prieur and C. Froget (1990). Fronts hydrologiques au large des côtes françaises: les sites-ateliers du programme Frontal. *Oceanol.Acta*, 13(4):413-438
- Sousa, I. and E. Silva (1962). *Notas Estudos Inst.Biol.Marit.*, 26:1-24
- Southcott, R.V. (1977). Australian venomous and poisonous fishes. *Clin.Toxicol.*, 10:291
- Spikes, J.J., S.M. Ray and J.B. Nash (1969). Studies of the pharmacology and toxicology of *Gymnodinium breve* toxins. *The Pharmacologist*, 11:283
- Stachowitsch, M. (1984). Mass mortality in the Gulf of Trieste:the course of community destruction. *P.S.Z. N.I. Mar.Ecol.*, 5(3):243-264
- Stachowitsch, M. (1991). Anoxia in the Northern Adriatic Sea: rapid death, slow recovery. From Tyson, R.V. & Pearson, T.H. (eds), 1991. Modern and Ancient Continental Shelf Anoxia. *Geological Society Special Publication*, 58:119-129
- Stachowitsch, M. (1992). Benthic communities:eutrophication's "memory mode". *In: Marine coastal eutrofication*, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.1017-1028
- Stefanon, A. and A. Boldrin (1982). The oxygen crisis of the northern Adriatic Sea waters in late fall 1977 and its effects on benthic communities. *In: Proceedings of the 6th Symposium of the "Confédération Mondiale des Activités Subaquatiques"*, edited by J. Blanchard, J. Mayr and I. Morrison. Natural Environmental Research Council, pp.167-175

- Steidinger, K.A. (1979). Collection, enumeration and identification of free-living marine dinoflagellates. *In*: Toxic dinoflagellates blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North-Holland, pp.435-442
- Steidinger, K.A. (1983). A reevaluation of toxic dinoflagellate biology and ecology. *Prog.Phycol.Res.*, 2:148-188
- Steidinger, K.A. and D.G. Baden (1984). Toxic marine dinoflagellates. *In*: Dinoflagellates, edited by D.L. Spector. Orlando, Florida. Academic Press Inc., pp.201-249
- Steidinger, K.A., M.A. Burklew and R.M. Ingle (1973). The effect of *Gymnodinium breve* toxin on estuarine animals. *In*: Marine pharmacognosy, edited by D. Martin and G.M. Padilla. Academic Press, 179 p.
- Stirn, J. (1968). The pollution of the Tunis Lake. *Rev.Intern.Oceanogr.Med.*, 19:99-105
- Stirn, J. (1988). Eutrophication in the Mediterranean sea. *In*: Eutrophication in the Mediterranean Sea: receiving capacity and monitoring of long-term effects. Proc. Scient. Workshop UNESCO, Bologna Italy, 2-6 March 1987. 49:161-187
- Stirn, J. (1993). Man-made eutrophication in the Mediterranean sea. *Medit.* 4:8-23
- Stravisi, F. (1991). Interannual climatic variations in the northern Adriatic Sea Proc. of the II Workshop on Jellyfish in the Mediterranean Sea Trieste, Italy, 2-5 September, 1987. MAP Technical Reports Series No. 47. UNEP, Athens, pp.175-187
- Strichartz, G., T. Rando and G.K. Wang (1987). An integrated view of the molecular toxinology of sodium channel gating in excitable cells. *Ann.Rev.Neurosci.*, 10:237-267
- Stumm, W. and J.J. Morgan (1981). Aquatic Chemistry: An Introduction emphasizing equilibria in nature waters. New York. John Wiley & Sons, 2nd Ed. 780 p.
- Subba Rao, D.V., M.A. Quilliam and R. Pockington (1988). Domoic acid - a neurotoxic amino acid produced by the marine diatom *Nitzschia pungens* in culture. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*, 45(12):2076-2079
- Suganuma, M., H. Fujiki, H. Suguri, S. Yoshizawa, M. Hirota, M. Nakayasu, M. Djika, K. Wakamatsu, K. Yamada and T. Sugimura (1988). Okadaic acid: An additional non-phorphol-12-tetradeca-noate-13-acetate-type tumor promotor. *Proc.Natl.Acad.Sci.*, 85:1768-1771
- Suganuma, M., M. Suttajit, H. Suguri, M. Ojika, K. Yamada and H. Fujiki (1989). Specific binding of okadaic acid, a new tumor promoter in mouse skin. *FEBS Lett.* 250:615-618
- Sullivan, J.J. and M.M. Wekell (1984). Determination of paralytic shellfish poisoning toxins by high pressure liquid chromatography. *In*: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C., American Chemical Society, 197 p.
- Sullivan, J.J., M.M. Wekell and S. Hall (1988). Detection of paralytic shellfish toxins. *In*: Handbook of natural toxins, edited by A.T. Tu. N.Y. and Basel. Vol. 3, Marine Toxins and Venoms, Marcel Dekker Inc., pp.87-106
- Sverdrup, H.U. (1943). Oceanography for Meteorologists. New York. Prentice-Hall, Inc.

- Takai, A., C. Bialojan, M. Troschka and J.C. Rüegg (1987). Smooth muscle myosin phosphatase inhibition and force enhancement by black sponge toxin. *Fed.Europ.Biochem.Soc.Lett.*, 217:81-84
- Tamplin, M.L. (1990). A bacterial source of tetrodotoxins and saxitoxins. *In*: Marine toxins, edited by S. Hall and G. Strichartz. Origin, Structure and Molecular Pharmacology, ACS Symposium Series 418. Washington D.C. American Chemical Society, pp.78-84
- Tangen, K. (1977). Blooms of *Gyrodinium aureolum* (Dinophyceae) in north European waters, accompanied by mortality in marine organisms. *Sarsia*, 63:123-133
- Tangen, K. (1980). Brown water in the Oslo Fjord, Norway, in September 1979, caused by the toxic *Prorocentrum minimum* and other dinoflagellates. *Blyttia*, 38:145-158
- Tangen, K. (1983). Shellfish poisoning and the occurrence of potentially toxic dinoflagellates in Norwegian waters. *Sarsia*, 68:1
- Taylor, F.Y.R. (1984). Toxic dinoflagellates:taxonomic and biogeographic aspects with emphasis on seafoods toxins. *In*: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C. American Chemical Society, 77 p.
- Taylor, F.Y.R. (1990). Toxic dinoflagellates:taxonomic and biogeographic aspects with emphasis on seafood toxins. *In*: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier Science Publishing Co., 527 p.
- Tegaccia, N. and T. Tegaccia (1985). Considerazioni sul trofismo di una zona costiera alla foce del fiume Metauro. *Nova Thalassia*, 7, Suppl. 3:337-342
- Terao, K., E. Ito, T. Yanagi and T. Yasumoto (1986). Histopathological studies on experimental marine toxin poisoning. I. Ultrastructural changes in the small intestine and liver of suckling mice induced by dinophysistoxin and pectenotoxin-1. *Toxicon*, 24:1141-1151
- Thomas, R.L., S. Santiago, V. Gandais, Li Zhang and J.P. Vernet. (1991). Forms of particulate phosphorus and the carbon/nitrogen ratio as indicators of phosphorus origins in aquatic sediments. *Water Poll.Res.J.Canada*, 26:4
- Tintore, J., P.E. La Violette, I. Blade and A. Cruzado (1989). A Study of an Intense Density Front in the Eastern Alboran Sea: The Almeria-Oran Front. *J.Phys.Ocean.*, 18:1384-1397
- Todd, E.C.D. (1990). Amnesic shellfish poisoning. A new seafood toxin syndrome. *In*: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edlar and D.M. Anderson. New York. Elsevier, pp.504-508
- Tolomio, C., C. Andreoli and M. Montanari (1990). Etude sur l'hydrologie et le phytoplancton du Lac de Varano (Mer Adriatique). Mai 1985 - Avril 1986. *Algological Studies*, Stuttgart, 58:57-86
- Tournier, H. and J.L. Guillon (1985). Rapport sur les mortalités de moules et d'huîtres plates observées à Thau du 22 février à début mars 1985. *Rapport interne IFREMER*:4

- Tregouboff, G. (1962). Sur l'invasion de la baie de Villefranche-sur-mer en juin 1961 par *Chattonella subsalsa* Biecheler. *Cah.Centre Etudes Rech.Biol.Océan.Med.*, 1:9-13
- Turci, L. (1976). Sintesi. In: Fenomeni di eutrofizzazione lungo la costa dell'Emilia-Romagna, a cura del Dipartimento Sicurezza Sociale e Ambiente, Regione Emilia-Romagna, pp.5-13
- Ulitzur, S. and M. Shilo (1970). Effects of *Prymnesium parvum* toxins, cetyl trimethylammonium bromide and sodium dodecyl sulphate on bacteria. *J.Gen.Microbiol.*, 62:363-370
- Underdal, B. (1988). Algal toxin and test methods (in Norwegian). *Norsk Fiskeoprdrett*, 11:52-53
- Underdal, B., M. Yndestad and T. Aune (1985). DSP intoxication in Norway and Sweden, autumn 1984-spring 1985. In: Toxic dinoflagellates, edited by D. Anderson, A.W. White and D.G. Baden. Amsterdam, Elsevier, pp.489-494
- Underdal, B., O.M. Skulber, E. Dahl and T. Aune (1989). Disastrous bloom of *Chrysochromulina polylepis* (Prymnesiophyceae) in Norwegian coastal waters 1988. Mortality in marine biota. *Ambio*, 18(5):265-270
- UNEP (1983). Technical Aspects of the Control of Marine Pollution from Land-based Sources (N.W. Schmidtke and R. Helmer). Geneva, 1983
- UNEP (1984). Pollutants from land-based sources in the Mediterranean. *UNEP Regional Seas Rep.Stud.*, No. 32, 97 p.
- UNEP (1989-90). Environmental Data Report. 2nd Edition. GEMS Monitoring & Assessment Research Centre, London, UK. Blackwell Reference
- UNEP (1989). Report of the Meeting on the Implications and Control of Undesirable Plankton Blooms. Document UNEP(OCA)/MED WG. 4/2, Athens, 68 p. (mimeo)
- UNEP (1992). Report of the Consultation Meeting on the Preparation of a Research Programme on Eutrophication and Plankton Blooms. Document UNEP(OCA)/MED WG.44/1, Athens, 11 p. (mimeo)
- UNEP/WHO (1982). Waste discharge into marine environment. Pergamon Press. Oxford
- UNESCO (1984). Eutrophication in coastal marine areas and lagoons:a case study of "Lac de Tunis". UNESCO Report in Marine Sciences, 29
- UNESCO (1988). Eutrophication in the Mediterranean Sea: Receiving capacity and monitoring of long term effects. Rapporteur Joze Stirn. Proc. Workshop Bologna, Italy, 2-6 March 1987. UNESCO Report in Marine Sciences, 49
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton, Methodik. *Mitt.Int.Ver.Limnol.*, Verh. 17, pp.47-71
- Uysal, Z., M. Unsal and F. Bingel (1988). Fate and distribution of plankton in the Sea of Marmara. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):221



- Vatova, A. (1949). La fauna bentonica dell'Alto e Medio Adriatico. *Nova Thalassia*, 1(3):110
- Vicente, E., M.R. Miracle and J.M. Soria (1990). Global model for nutrient flux and biomass production in the Albufera of Valencia, Spain. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 32(1):69
- Vighi, M. and G. Chiaudani (1987). Eutrophication in Europe: The role of agricultural activities. *Rev. Environ. Toxicol.*, 3:213-257
- Vighi, M., P. Puzzarini and G. Menghi (1991). Phosphorus loads from selected watersheds in the drainage area of the Northern Adriatic Sea. *J. Environ. Qual.*, 20:439-444
- Villa, L. (1989). Monitoring programmes of the Adriatic Sea. In: Atti del Convegno: "Emergency Adriatic", held in Urbino, Italy, 7 November, pp.93-105
- Vitello, P. and M. Keller (1991). Incidences de la stratification des eaux et de l'eutrophisation sur le meiobenthos de l'étang de Berre. CERBON 1991. *Rev. Int. Océanogr. Méd.*, 101-102-103-104:103-108
- Viviani, R. (1976). Relazione. In: Fenomeni di eutrofizzazione lungo le coste dell'Emilia-Romagna, a cura del Dipartimento Sicurezza Sociale e Ambiente, Regione Emilia-Romagna, pp.27-38
- Viviani, R. (1977a). Aspetti biologici, biochimici, tossicologici delle ricerche sul fitoplancton di aree del mare Adriatico prospicienti la costa dell'Emilia-Romagna, eseguite durante il 1976. In: Atti del Seminario Internazionale di studio sui fenomeni di eutrofizzazione lungo le coste dell'Emilia-Romagna, Bologna, 25-26 febbraio, Regione Emilia-Romagna, pp.56-81
- Viviani, R. (1977b). Aspetti igienico-sanitari dei residui di inquinanti chimici nei prodotti della pesca. In: Aspetti scientifici dell'inquinamento dei mari italiani (Roma, 19-21 gennaio 1975). Atti dei convegni Lincei, n. 31, Accademia Nazionale dei Lincei, Roma, pp.333-385
- Viviani, R. (1981). The Veterinarian in the Control of Aquatic Biotoxins, Grasso Ed., Bologna, Italy, pp.1-151
- Viviani, R. (1983). Le diverse fioriture di fitoplancton, dal 1978 al 1982, nell'area del mare Adriatico settentrionale prospiciente la costa dell'Emilia-Romagna. In: Atti del Convegno "Eutrofizzazione dell'Adriatico. Ricerche e linee di intervento", Bologna, Italy, 18-20 maggio, Regione Emilia-Romagna, pp.79-87
- Viviani, R. (1988). Effects of chemical pollutants and phytoplankton blooms on the marine biological resources of the Adriatic Sea. In: Living in a chemical world, edited by C. Maltoni and I. Selikoff. New York. New York Academy of Sciences, pp.986-999
- Viviani, R. (1989). Inquinamento delle acque marine costiere: gli animali marini come dispositivo di monitoraggio. *Atti Soc. It. Sc. Vet.*, 43:27-43
- Viviani, R. (1992). Eutrophication, marine biotoxins, human health. In: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.631-662

- Viviani, R. and R. Poletti (1994). Ricerca e monitoraggio della tossicità delle alghe marine. Rapporto redatto per la Regione Emilia Romagna. Assessorato Sanità. Unpublished data
- Viviani, R., A.R. Borgatti, P. Cortesi, G. Crisetig, L. Mancini and R. Poletti (1968). Sulla presenza di acidi esadeca-polienuici nel contenuto gastrico e nei tessuti di *Clupea sprattus* L. dell'Adriatico. *Nuova Vet.*, 44(6):1-6
- Viviani, R., M. Proja, F. D'Alessandro, L. Mancini, R. Poletti and G. Montanari (1977). Primi casi in Italia di "Paralytic Shellfish Poisoning" da mitili coltivati nei rias della Spagna. *Atti Soc.It.Sci.Vet.*, 31:331
- Viviani, R., M. Proja, F. D'Alessandro, L. Mancini, R. Poletti and G. Montanari (1978). Primi casi in Italia di "Paralytic Shellfish Poisoning" da mitili provenienti dalla Spagna. *Atti dell'Accademia delle Scienze dell'Istituto di Bologna, Classe di Scienze Fisiche*, Anno 265E, Memorie Serie IV, 2:1-28
- Viviani, R., L. Boni, O. Cattani, L. Mancini, R. Poletti, A. Annibali, A. Milandri, G. Montanari, C. Nizzoli, M. Pirini, M. Pompei and A. Rinaldi (1985). Occurrence of various types of phytoplankton blooms in a coastal area of the Northern Adriatic sea facing Emilia-Romagna during 1978. *Atti dell'Accademia delle Scienze dell'Istituto di Bologna, Classe di Scienze Fisiche*, Anno 267°, Memorie Serie IV, 10:1-81
- Viviani, R., L. Boni, A. Milandri, R. Poletti and M. Pompei (1990). DSP nell'Alto Adriatico e molluschicoltura. *Atti Soc.It.Sci.Vet.*, 44:675-679
- Viviani, R., L. Boni, O. Cattani, A. Milandri, R. Poletti, M. Pompei and G. Sansoni (1995). ASP, DPS, NSP, PSP monitoring in "mucilaginous aggregates" and in mussels in a coastal area of the Northern Adriatic sea facing Emilia-Romagna in 1988, 1989 and 1991. Proc. Inter. Workshop Cesenatico 10-12 September 1992 (R.A. Vollenweider and A. Rinaldi eds). *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, V. 165 (1995), pp.203-211
- Vollenweider, R.A. (1961). Ursachen einer Hydrophyten-Invasion in einem ägyptischen See (Nousha Hyrodrome bei Alexandria). *Ber.Geobot.Inst.Rübel*, 32:253-262
- Vollenweider, R.A. (1968). Scientific fundamentals of eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. *Tech.Rep.DAS/CSI/68.27.*, Ed. O.E.C.D., Paris
- Vollenweider, R.A. (1977). Fonti di azoto e fosforo responsabili dei fenomeni di eutrofizzazione. Atti del seminario internazionale, Bologna 25/26 febbraio 1977. Publ. Dipartimento Ambiente-Territorio-Trasporti della Regione Emilia Romagna, pp.93-99
- Vollenweider, R.A. (1981). Eutrophication - a global problem. *WHO Water Qual.Bull.*, 6
- Vollenweider, R.A. (1985). Elemental and biochemical composition of plankton biomass; some comments and explorations. *Arch.Hydrobiol.*, 105:11-29
- Vollenweider, R.A. (1992). Coastal marine eutrophication:principles and control. In: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.1-20

- Vollenweider, R.A. and A.A. Samaan (1972). A note on the use of C 14 for measuring carbon assimilation in epiphytes. *Bull.Inst.Oceanogr.Fish.*, UAR, 2
- Vollenweider, R.A. and A. Rinaldi (eds) (1995), Marine Mucilages. Proc. Inter. Workshop Cesenatico 10-12 September 1992. *J.Sci.Total Environ.*, Vol. 165, 235 p.
- Vollenweider, R.A., A. Rinaldi and G. Montanari (1992). Eutrophication, Structure and Dynamics of a Marine Coastal System: Results of Ten Years Monitoring along the Emilia-Romagna Coast (Northwest Adriatic Sea). *In*: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.63-106
- Volterra, L., L. Bonadonna and P.M.B. Gucci (1986). Effetti del fitoplancton sulla balneazione e sulla qualità delle acque. XV Convegno Nazionale sui problemi della pesca e dell'acquicoltura, Cesenatico, 13-14 settembre, pp.20-29
- Volterra, L., F.A. Aulicino, L. Bonadonna, I. Di Girolamo, R. Liberti, L. Mancini, A. Finarelli, R. Merloni, S. Pizzuto, E. Bertaccini, G. Girillo, D. Bandini, A. Rinaldi, G. Montanari and C. Ferrari (1992). Daily monitoring of an Adriatic coastal stretch. *In*: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.393-401
- Vukadin, I. (1992). Impact of nutrient enrichment and its relationship to the algal bloom in the Adriatic Sea. *In*: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.365-369
- Waldichuk, M. (1987). Natural versus Anthropogenic impacts. *Mar.Pollut.Bull.*, 18:143
- Waldichuk, M. (1989). Amnesic shellfish poison. *Mar.Pollut.Bull.*, 20:359-360
- Wallin, M. (1991). Nutrient loading models for coastal waters. Dept. of Physical Geography & Dept. of Hydrology, Uppsala University. Collected Papers 1-5 by M. Mats & L. Håkanson
- Warren, S.C., G. Nespoli, A. Rinaldi, G. Montanari and R.A. Vollenweider (1992). Eutrophication along the Emilia-Romagna coast: application of statistical analyses to 1984-89 monitoring data. *In*: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.187-200
- Whiddows, J., M.N. Moore, D.M. Lowe and P.N. Salked (1979). Some effects of a dinoflagellate bloom (*Gyrodinium aureolum*) on the mussel, *Mytilus edulis*. *J.Mar.Biol.Assoc.U.K.*, 59:522-524
- White, A.W. (1984). Paralytic shellfish toxins and finfish. *In*: Seafood toxin, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 269. Washington D.C. American Chemical Society, pp.171-180

- White, A.W., J.L. Martin, M. Legresley and W.J. Blogoslawski (1985). Inability of ozonation to detoxify paralytic shellfish toxins in soft-shell clams. *In*: Toxic dinoflagellates, edited by D.M. Anderson, A.W. White and D.G. Baden. New York. Elsevier, pp.473-478
- WHO (1984). Aquatic (marine and freshwater) biotoxins. World Health Organization:1 (Environmental Health Criteria 37)
- World Resources (1988-89). An Assessment of the Resource Base that Supports the Global Economy. Report by "The World Resource Institute" and "The International Institute for Environment and Development", Washington, 1989
- Wright, J.L.C., R.K. Boyd, A.S.W. De Freitas, M. Falk, R.A. Foxall, W.D. Jamieson, M.V. Loycock, A.W. McCulloch, A.G. McInnes, P. Odense, V.P. Pathak, M.A. Quilliam, M.A. Ragan, P.G. Sim, P. Hibault, J.A. Walter, M. Gilgan, D.J.A. Richard and D. Dewar (1989). Identification of domoic acid, a neuroexcitatory amino acid, in toxic mussel from eastern Prince Edward Island. *Can.J.Chem.*, 67:481-490
- Yaramaz, O. and S. Tuncer (1986). Etude des paramètres physico-chimiques et des teneurs en sels nutritifs sur la côte égéenne (Turquie). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):44
- Yasumoto, T. (1990). Marine microorganisms toxins. An overview. *In*: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier Science Publishing Co., pp.3-8
- Yasumoto, T. and M. Murata (1990). Polyether toxins involved in seafood poisoning. *In*: Marine toxins. Origin, structure and molecular pharmacology, edited by S. Hall and G. Strichartz, ACS Symposium Series 418. Washington D.C. American Chemical Society, pp.120-132
- Yasumoto T., Y. Oshima and M. Yamaguchi (1978). Occurrence of a new type of shellfish poisoning in the Tohoku district. *Bull.Jap.Soc.Sci.Fish.*, 44:1249-1255
- Yasumoto, T., Y. Oshima, W. Sugawara, Y. Fukuyo, H. Oguri, T. Igarashi and N. Fujita (1980). Identification of *Dinophysis fortii* as the causative organism of diarrhetic shellfish poisoning. *Bull.Jap.Soc.Sci.Fish.*, 46:1405-1411
- Yasumoto, T., M. Murata, Y. Oshima, C.K. Matsumoto and J. Clardy (1984). Diarrhetic Shellfish Poisoning. *In*: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C. American Chemical Society, pp.207-214
- Yasumoto, T., N. Seino, Y. Murakami and M. Murata (1987). Toxins produced by benthic Dinoflagellates. *Biol.Bull.*, 172:128-131
- Yasumoto, T., M. Murata, J.S. Lee and K. Torigoe (1989). Polyether toxic produced by dinoflagellates. *In*: Mycotoxins and phycotoxins '88, edited by S. Natori, K. Hashimoto and Y. Ueno. Amsterdam. Elsevier Science Publ, pp.375-382
- Yasumoto, T., B. Underdal, T. Aune, V. Hormazabal, O.M. Skulberg and Y. Oshima (1990). Screening for haemolytic and ichthyotoxic components of *Chrysochromulina polylepis* and *Gyrodinium aureolum* from Norwegian coastal waters. *In*: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. Amsterdam. Elsevier Science Publ. Co., pp.436-440

- Yentch, C.S. and R.F. Vaccaro (1958). Phytoplankton nitrogen in the oceans. *Limnol. Oceanogr.*, 3
- Yiannakopoulou, T. (1992). Phytoplankton of Vistonis Estuary, Thrace, Northern Greece. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:268
- Yilmaz, A., O. Basturk, C. Saydam, D. Ediger, K. Yilmaz and E. Hatipoglu (1992). Eutrophication in Iskederun Bay northeastern Mediterranean In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990. *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.705-717
- Zaghloul, F.A. (1992). Phytoplankton biomass and diversity index in the Western Harbour of Alexandria, Egypt. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:268
- Zaghloul, F.A. and Y. Halim (1992). Long-term eutrophication in a semi-closed bay:the Eastern Harbour of Alexandria. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990. *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.727-735
- Zevenboom, W. (1989). Criteria for international early warning on exceptional algal blooms, using algal pollution reports (Algalrep). In:Fourth Meeting of the Working Group on Nutrients:NUT 4/10/1, 26-29 September 1989, Oslo
- Zevenboom, W., M. Rademaker, L.C. Backus, J.E. Kamphuis, J.B. Martin and R.G. Orth (1989). Airborne surveillance of surface algal blooms in the Dutch part of the North Sea, 1979 - 1989. In: Fourth Meeting of the Working Group on Nutrients, 26-29 September 1989, Oslo
- Zevenboom, W., M. Rademaker and F. Colijn (1990). Exceptional algal blooms in Dutch North Sea waters. In: Fifth Meeting of the Working Group on Nutrients, 16-19 October 1990, Knokke-Heist
- Zingone, A., M. Montresor and D. Marino (1985). Temporal and spazial variations of phytoplankton communities from the inner part of the Gulf of Naples; summer 1983. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 29(9):103-105
- Zoppini, A., R. Pagnotta and A. Puddu (1989). Produzione primaria e biomasse planctoniche alla foce del Tevere (primavera-estate 1987 e 1988). *Nova Thalassia*, 10, Suppl. 1:213-217
- Zurlini, G. (1991). Stima degli apporti in fosforo e azoto dal bacino scolante nella rada della Spezia e valutazione dell'efficacia di possibili interventi di risanamento. Conv.Lega Coop "Riconsegnare il Golfo alla Città" Lerici, 18 Aprile 1991, pp.1-15

**EVALUATION DE L'ETAT DE L'EUTROPHISATION  
EN MER MEDITERRANEE**

**par**

**R.A. Vollenweider, A. Rinaldi, R. Viviani et E. Todini**

## TABLE DES MATIERES

	<u>Page No.</u>
1. INTRODUCTION	221
<b>A. EVALUATION</b>	<b>223</b>
2. DEFINITION ET DELIMITATION DU PROBLÈME	223
2.1 Introduction	223
2.2 Définition de l'eutrophisation	223
2.3 Eutrophisation naturelle et eutrophisation anthropique	224
2.4 Délimitation du problème de l'eutrophisation par rapport aux autres formes de pollution	225
2.5 Impact potentiel de l'eutrophisation sur la santé de l'homme et la salubrité des écosystèmes	225
2.6 Aspects bénéfiques de l'eutrophisation	226
2.7 Eutrophisation de l'Adriatique dans le contexte de l'eutrophisation marine au niveau mondial	226
3. CAUSES ET MECANISMES DE L'EUTROPHISATION	227
3.1 Structure et compartiments des écosystèmes aquatiques	227
3.1.1 Producteurs primaires	227
3.1.2 Producteurs secondaires	229
3.1.3 Les minéralisateurs	230
3.1.4 La réserve de nutriments	230
3.1.5 Concaténation: chaîne alimentaire et réseau trophique	230
3.2 Métabolisme des écosystèmes aquatiques	232
3.2.1 Composition en éléments du bioeston (essentiellement phytoplancton, zooplancton, bactéries)	232
3.2.2 Processus métaboliques	233
3.2.2.1 Production primaire et formation de la biomasse	233
3.2.2.2 Minéralisation du bioeston	235
3.2.2.3 Généralisation	236
3.2.2.4 Aspects cinétiques	239
3.3 Pertinence pour l'eutrophisation	239
3.3.1 Difficultés conceptuelles et analytiques	239
3.3.2 Conditions générales de la croissance des algues	240
3.3.3 Le concept de facteur limitant et le concept de facteurs cibles	240
3.3.4 Processus océaniques et processus littoraux	241
3.3.5 Critères de charge	243
3.3.6 Limitation par les éléments nutritifs en Méditerranée	244

4. SOURCES D'ELEMENTS NUTRITIFS, TYPES DE SOURCE ET EVALUATION DES CHARGES	244
4.1 Généralités	244
4.2 Utilisation du sol et identification des sources	245
4.3 Principes de la caractérisation et de l'évaluation des sources	249
4.3.1 Types de source	249
4.3.2 Force de la source	250
4.3.3 Voies de cheminement et flux	254
4.4 Pratique de l'évaluation et de l'inventaire des sources	254
4.5 Evaluation de la charge pour l'ensemble de la Méditerranée	263
4.6 Remarques finales	288
5. AMPLEUR DE L'EUTROPHISATION ET DES PROLIFERATIONS D'ALGUES EN MEDITERRANEE	289
5.1 Description générale de la Méditerranée	289
5.2 Examen des épisodes d'eutrophisation relevés par région et par pays	291
5.2.1 Espagne. Méditerranée occidentale	291
5.2.2 France. Méditerranée Nord-ouest	294
5.2.3 Les côtes de l'Italie	296
5.2.4 Slovénie, Croatie, Monténégro. Est de l'Adriatique	306
5.2.5 Agrégats de mucilages en mer Adriatique et mer Tyrrhénienne	311
5.2.6 Grèce; est de la mer Ionienne et mer Egée	313
5.2.7 Malte. Méditerranée centrale	315
5.2.8 Turquie. Nord-est de la Méditerranée	315
5.2.9 Liban. Méditerranée orientale	317
5.2.10 Israël. Méditerranée orientale	318
5.2.11 Egypte. Sud-est de la Méditerranée	318
5.2.12 Tunisie. Sud de la Méditerranée	320
5.2.13 Algérie. Sud de la Méditerranée	321
6. EFFETS SUR LA VIE, LES RESSOURCES ET LES VALEURS D'AGREMENT MARINES	321
6.1 Les proliférations de phytoplancton nocives pour les vertébrés et les invertébrés marins	321
6.1.1 Dinophycées	322
6.1.2 Prymésiophycées	324
6.1.3 Raphidophycées (chloromonadophycées)	325
6.1.4 Dictyochophycées (= silicoflagellés)	325
6.1.5 Tests généraux de la toxicité du phytoplancton	326
6.1.6 Etudes sur les constituants ichtyotoxiques du phytoplancton en mer Méditerranée	328



	<u>Page No.</u>
6.2 Dommages occasionnés aux communautés et aux écosystèmes par les floraisons d'algues nocives	329
6.2.1 Effets d'un déficit en oxygène sur les communautés benthiques du golfe de Trieste	329
6.2.2 Effets d'un déficit en oxygène sur l'écosystème benthique du nord-ouest de l'Adriatique	331
6.2.3 Communauté macrozoobenthique immature le long de la côte de l'Emilie-Romagne	332
6.2.4 Recherches en laboratoire et sur le terrain concernant la résistance des bivalves au déficit en oxygène	333
6.3 Effets économiques directs	333
6.3.1 Effets sur les pêches et la pisciculture côtière dans des régions et sous-régions de la Méditerranée	333
6.3.2 Effets sur le tourisme dans des régions et sous-régions de la mer Méditerranée	334
7. ASPECTS LIES À LA SANTE DE L'HOMME	337
7.1 Généralités concernant les proliférations d'algues nocives, les biotoxines marines dans les produits comestibles de la mer et les biointoxications chez l'homme	337
7.2 Les syndromes connus d'intoxication par les produits de la mer en Méditerranée	340
7.2.1 L'intoxication paralytique par les fruits de mer (PSP)	340
7.2.1.1 Dinoflagellés responsables de PSP ou potentiellement toxiques	340
7.2.1.2 Chimie des constituants des toxines PSP	341
7.2.1.3 Poussées de PSP dans le monde	343
7.2.1.4 Poussées de PSP en Méditerranée	344
7.2.1.5 Les produits comestibles de la mer altérés par les toxines PSP	345
7.2.1.6 L'épuration des toxines PSP des stocks vivants de mollusques bivalves et de poisson planctonophage	345
7.2.1.7 Méthode d'analyse pour le dépistage PSP	345
7.2.1.8 L'intoxication chez l'homme: toxicologie clinique	346
7.2.1.9 Mécanisme d'action	346
7.2.1.10 Remarques sur le traitement	347
7.2.1.11 Niveaux de tolérance et remarques sur la sécurité	349
7.2.2 Intoxication diarrhéique par les fruits de mer (DSP)	349
7.2.2.1 Dinoflagellés responsables de DSP ou potentiellement toxiques	349
7.2.2.2 Chimie des constituants des toxines DSP	350
7.2.2.3 Poussées de DSP dans le monde	351
7.2.2.4 Poussées de DSP en mer Méditerranée	352

	<u>Page No.</u>	
7.2.2.5	Produits de la mer altérés par les toxines DSP	353
7.2.2.6	L'épuration des toxines DSP des mollusques bivalves	354
7.2.2.7	Méthodes d'analyse des toxines DSP	355
7.2.2.8	L'intoxication chez l'homme: toxicologie clinique	355
7.2.2.9	Mécanisme d'action	356
7.2.2.10	Remarques sur le traitement	356
7.2.2.11	Niveaux de tolérance et remarques sur la sécurité	356
7.3	Algues marines pouvant être toxiques pour les produits de la mer et responsables de symptômes d'intoxication respiratoires et cutanés en mer Méditerranée	357
7.3.1	<i>Procentrum minimum</i> et intoxication par les coquillages contenant de la vénérupine	357
7.3.1.1	Organismes produisant des toxines	358
7.3.1.2	Recherches sur les constituants de la vénérupine	358
7.3.1.3	<i>Prorocentrum minimum</i> et épisodes d'intoxication par la vénérupine dans le monde	358
7.3.1.4	Manifestations de <i>Prorocentrum minimum</i> en mer Méditerranée	359
7.3.1.5	Méthodes d'analyse de la vénérupine	359
7.3.1.6	L'intoxication chez l'homme	359
7.3.1.7	Traitement	360
7.3.2	<i>Nitzschia spp.</i> et l'intoxication amnésique par les fruits de mer (ASP)	360
7.3.2.1	Chimie du principe toxique de l'ASP	360
7.3.2.2	Organismes responsables de l'ASP	360
7.3.2.3	Méthode d'analyse de la toxine ASP	360
7.3.2.4	Cas d'ASP dans le monde	361
7.3.2.5	<i>Nitzschia spp.</i> et les agrégats mucilagineux en mer Adriatique	361
7.3.2.6	L'intoxication chez l'homme: toxicologie clinique	362
7.3.2.7	Toxicologie	362
7.3.2.8	Niveaux de tolérance et remarques sur la sécurité	362
7.3.3	Toxines des chlorophycées et produits de la mer	362
7.3.4	Toxines des rhodophycées et produits de la mer	364
7.3.5	Proliférations de <i>Gymnodinium spp.</i> : intoxication neurotoxique par les fruits de mer (NSP) et irritation respiratoire	364
7.3.5.1	Dinoflagellés potentiellement toxiques ou responsables de NSP	364
7.3.5.2	Chimie des constituants toxiques NSP	365
7.3.5.3	Produits de la mer contaminés par la brevéttoxine	365
7.3.5.4	Méthodes d'analyse des toxines NSP	366
7.3.5.5	Toxicologie	366
7.3.5.6	Niveaux de tolérance et considérations touchant la sécurité	367
7.3.5.7	<i>Gymnodinium sp.</i> en mer Méditerranée	367

	<u>Page No.</u>
7.3.6 Les toxines de cyanophycées responsables d'irritation respiratoire et de dermite de contact	367
7.3.6.1 Structures chimiques	368
7.3.6.2 L'intoxication chez l'homme	368
7.3.6.3 Toxicologie	368
7.3.6.4 Les cyanophycées en mer Méditerranée	369
7.4 Généralités sur l'eutrophisation, les bactéries et la santé de l'homme	369
7.4.1 Cycle bactérien de l'eutrophisation	369
7.4.2 Bactéries marines et liens avec les eaux rouges	370
7.4.3 Effets sur les bactéries des principes actifs produits par le phytoplancton	370
7.4.4 Effets directs et indirects des bactéries sur la santé humaine	371
<b>8. GESTION DE L'EUTROPHISATION</b>	<b>372</b>
<b>B. ACTIONS CORRECTIVES ET MESURES ANTIPOLLUTION</b>	<b>374</b>
<b>9. SURVEILLANCE, PREVISION ET PRISE DE DECISION</b>	<b>374</b>
9.1 Surveillance de l'eutrophisation	375
9.2 Principales variables à échantillonner	375
9.3 Techniques d'échantillonnage et d'analyse	376
9.4 Emplacement des sites d'échantillonnage et fréquence des prélèvements	377
9.5 Analyse des politiques	377
9.6 Capacité du milieu	378
9.7 Modèles mathématiques	378
<b>10. ACTIONS PREVENTIVES ET CORRECTIVES POSSIBLES</b>	<b>379</b>
10.1 Elimination des éléments nutritifs à la source	381
10.1.1 Agriculture et élevage	381
10.1.2 Détergents	382
10.1.3 Industrie	382
10.2 Réduction des niveaux d'éléments nutritifs	382
10.2.1 Stations d'épuration des eaux usées	382
10.2.2 Autres formes d'épuration	383
10.3 Autres moyens d'action	383
10.4 Programmes de surveillance	384
10.5 Modèles mathématiques	385
<b>11. MESURES JURIDIQUES NATIONALES ET INTERNATIONALES EXISTANTES</b>	<b>385</b>
11.1 Mesures juridiques nationales	385
11.2 Mesures juridiques internationales	388

	<u>Page No.</u>
12. JUSTIFICATION DE L'INSTAURATION DE MESURES ANTIPOLLUTION	389
13. ACTIONS RECOMMANDEES	389
13.1 Surveillance continue	389
13.2 Evaluation de l'état actuel	390
13.3 Inventaire des sources de pollution à terre	390
13.4 Action scientifique	390
<b>Appendice I: Mesures de la biomasse</b>	<b>392</b>
14. REFERENCES	395

## 1. INTRODUCTION

Aux termes du Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique (Protocole "tellurique" de 1980), les Parties contractantes prennent toutes mesures appropriées pour prévenir, réduire, combattre et maîtriser la pollution dans la zone de la mer Méditerranée due aux déversements par les fleuves, les établissements côtiers ou les émissaires, ou émanant de toute autre source terrestre située sur leur territoire.

L'article 6 dudit Protocole stipule que:

- Les Parties s'engagent à réduire rigoureusement la pollution d'origine tellurique de la zone du Protocole par les substances ou sources énumérées à l'annexe II du présent Protocole;
- A cette fin, elles élaborent et mettent en oeuvre, conjointement ou individuellement selon le cas, des programmes et mesures appropriées;
- Les rejets sont strictement subordonnés à la délivrance, par les autorités nationales compétentes, d'une autorisation tenant dûment compte des dispositions de l'annexe III du présent Protocole.

L'annexe II du Protocole, et plus concrètement sa rubrique 6, mentionne les composés inorganiques du phosphore et le phosphore élémentaire, alors que la rubrique 10 comprend les substances exerçant une influence défavorable soit directement soit indirectement sur la teneur en oxygène du milieu marin, spécialement celles qui peuvent être à l'origine de phénomènes d'eutrophisation.

Conformément à la proposition de la réunion d'experts pour l'application technique du Protocole tellurique (décembre 1985), proposition adoptée par la Cinquième réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (septembre 1987), les documents d'évaluation devaient notamment comporter des chapitres consacrés aux:

- sources, points d'entrée et quantités des charges polluantes pour les rejets industriels, municipaux et autres atteignant la mer Méditerranée;
- niveaux et effets de la pollution;
- mesures juridiques, administratives et techniques existant actuellement aux niveaux national et international.

L'élaboration du présent document a été confiée à quatre experts ayant mené de vastes travaux sur le problème de l'eutrophisation dans le nord de la mer Adriatique.

La première version du présent document a été présentée à la réunion conjointe du Comité scientifique et technique et du Comité socio-économique (Athènes, 3-8 avril 1995) pour observations, tout en demandant dans le même temps aux délégations de soumettre, en vue de son amélioration, des renseignements concernant leur pays, notamment sur les dispositions juridiques existantes. Toutes les observations reçues ont été prises en compte dans la rédaction de la nouvelle version qui a été présentée à la réunion des coordonnateurs nationaux pour le MED POL (Athènes, 18-22 mars 1996). Le document a été à nouveau présenté à la réunion des Points Focaux du PAM (6-10 mai 1996) et à la réunion extraordinaire des Parties contractantes à la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et à ses Protocoles (Montpellier, 1-4 juillet 1996) sous la cote UNEP(OCA)/MED WG.111/Inf.5.

Le document expose l'état actuel de l'eutrophisation en mer Méditerranée en abordant les grands thèmes relevant de ce phénomène grâce à une analyse précise des aspects théoriques ainsi qu'à une description des conditions, effets et remèdes à appliquer. Il comprend deux parties: la première est consacrée à l'évaluation de la situation et la deuxième s'attache aux actions correctives et aux mesures antipollution.

Les causes et les mécanismes du phénomène sont exposés, de même que les aspects liés à l'écosystème aquatique et aux interactions complexes intervenant au sein des chaînes/réseaux trophiques. Les principaux éléments nutritifs capables de déclencher le processus, comme le phosphore et l'azote, sont également examinés.

Les origines anthropique et naturelle des diverses sources d'éléments nutritifs sont définies, et l'on s'emploie à fournir une estimation des apports en Méditerranée. Cette estimation tient compte de toutes les sources: cours d'eau, eaux usées des établissements urbains et industriels, agriculture, précipitations atmosphériques et forêts/terres incultes. Les chiffres communiqués antérieurement pour la quantité totale d'éléments nutritifs dans le bassin sont également actualisés. Il est aussi procédé à un examen détaillé de l'extension des phénomènes observés et étudiés en Méditerranée. Le phénomène a été enregistré sur l'ensemble du pourtour de la Méditerranée, comme il ressort de la revue des publications provenant de divers pays. Dans de nombreux cas, la hausse du niveau trophique relevée dans les zones côtières crée des problèmes de nature diverse pour les populations locales.

Le document examine également les effets néfastes sur les écosystèmes marins ainsi que sur les activités humaines en mer telles que la pêche et le tourisme. Le problème tient avant tout aux conséquences directes de la présence d'algues capables de synthétiser des ichtyotoxines et au résultat de la formation de couches hypoxiques et anoxiques dans les eaux du fond. Les retombées économiques sur les secteurs de la pêche et du tourisme dépendent dans une large mesure du degré de détérioration des conditions du milieu et de l'altération organoleptique de la masse d'eau le long du littoral.

Les effets sur la santé humaine sont ensuite envisagés à travers une étude détaillée, non seulement des cas concernant directement la Méditerranée mais aussi, vu l'importance du sujet, de ceux touchant l'ensemble de la planète. Il est fourni une liste des divers types de toxine susceptibles d'occasionner des affections graves chez l'homme, assortie de renseignements sur les lieux et modalités de leurs manifestations.

Après avoir exposé la théorie sous-tendant le processus de l'eutrophisation et les caractéristiques de celui-ci, le document traite, dans sa deuxième partie, des méthodes de lutte et des remèdes à appliquer. Il formule des lignes directrices à suivre dans les programmes de surveillance continue, en insistant plus particulièrement sur les méthodes et principes à adopter. Les remèdes destinés à enrayer ou du moins à limiter les effets du processus de l'eutrophisation sont également indiqués; ils comprennent entre autres les possibilités ci-après:

- élimination/réduction des éléments nutritifs à la source;
- élimination/réduction des éléments nutritifs dans les effluents;

- élimination/réduction des quantités d'éléments nutritifs rejetées dans la mer (zones côtières).

## **A EVALUATION**

### **2. DEFINITION ET DELIMITATION DU PROBLÈME**

#### **2.1 Introduction**

Les quelques questions élémentaires qui suivent dessinent à gros traits les contours du problème, que l'eutrophisation envisagée concerne les eaux douces ou les eaux marines:

- a) Qu'est-ce que l'eutrophisation?
- b) Où, et dans quelles circonstances, l'eutrophisation pose-t-elle problème et, partant, pourquoi souhaite-t-on la maîtriser?
- c) Comment l'eutrophisation se rattache-t-elle à d'autres problèmes de pollution des eaux ?
- d) Quelles connaissances scientifiques sont-elles requises pour comprendre les relations cause-effet, sur la base desquelles le choix et l'opportunité du ou des choix entre les options de lutte disponibles peuvent être évalués pour combattre l'eutrophisation dans toute situation donnée ?
- e) Quels sont les facteurs clés à prendre en compte dans l'élaboration de stratégies de gestion intégrée en vue de maîtriser l'eutrophisation, chaque fois que cette maîtrise est recherchée ?

Ce sont là des questions apparemment simples, mais qui recourent pourtant une vaste gamme de sujets scientifiques ou autres, et à plusieurs niveaux de complexité. Par conséquent, ce qui sera exposé ci-dessous ne constitue tout au plus qu'un aperçu de certains aspects du problème. Toutefois, il importe de ne pas perdre de vue le cadre au sein duquel le problème doit être visualisé.

#### **2.2 Définition de l'eutrophisation**

Dans sa définition la plus générique s'appliquant aussi bien aux eaux douces qu'aux eaux marines, l'eutrophisation est le processus d'enrichissement des eaux par des éléments nutritifs des végétaux, en premier lieu l'azote et le phosphore, qui stimule la production primaire aquatique. Ses manifestations les plus graves en sont les proliférations d'algues ("eaux rouges"), l'écume algale, l'augmentation de la croissance des algues benthiques et, par moments, une croissance massive de macrophytes immergés et flottants (Vollenweider, 1968; 1981). Parfois, ces manifestations s'accompagnent de proliférations bactériennes

visibles - ou alternent avec des cycles de celles-ci - (Aubert, 1988) et de développements de champignons<sup>1</sup>.

Au plan visuel, l'eutrophisation et ses effets secondaires occasionnent une décoloration des eaux, une diminution de la transparence, une altération esthétique et pour les baigneurs un gêne qui nuit aux activités récréatives. Les agglomérations de macrophytes denses et de macroalgues obstruent les canaux, les lagunes et les estuaires, compromettant la pêche et la navigation et réduisant l'écoulement et la contenance des réservoirs d'eau douce, etc. Avec le vieillissement, le matériel organique en décomposition consomme et, dans des cas graves, épuise la réserve d'oxygène de l'eau, entraînant toute une série de problèmes secondaires comme la mortalité du poisson, la formation de substances corrosives et autres indésirables telles que CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub>, des substances organoleptiques (aux propriétés sapides et odorantes), des acides organiques, des toxines, etc.

Le contact de matériel algal visqueux et un pH élevé peuvent provoquer une dermatite et une conjonctivite, et l'ingestion d'algues peut provoquer de la diarrhée chez des sujets sensibles. Le développement d'algues excréant des toxines dans le milieu marin, quand celles-ci s'accumulent dans le poisson, et notamment les mollusques/crustacés, constitue une menace pour la santé de l'homme. Dans les eaux douces, les algues bleues toxiques (cyanobactéries) sont cause de mortalité parmi le bétail.

### 2.3 Eutrophisation naturelle et eutrophisation anthropique

L'eutrophisation, en tant que problème de la qualité de l'eau, diffère avant tout des problèmes énumérés ci-dessus en ce qu'il est plus difficile d'opérer la distinction entre le processus d'eutrophisation causé par l'homme et les processus et phénomènes qui peuvent également survenir naturellement. Cette difficulté a inévitablement suscité des controverses au sein de la communauté scientifique quant à la réalité et à l'importance de l'eutrophisation comme problème de la qualité de l'eau. Les lacs et les systèmes marins confinés peuvent ou non subir une eutrophisation naturelle au cours du processus de vieillissement. Certains systèmes aquatiques sont situés dans des bassins hydrographiques ou présentent des conditions morphométriques et hydrauliques qui favorisent des niveaux trophiques élevés. Les variations climatiques provoquant des modifications de la végétation et des conditions pédologiques des bassins versants respectifs peuvent conduire à des transformations des conditions trophiques des masses d'eau. Dans le milieu marin, les modifications des modalités des courants et de la remontée des eaux profondes (upwelling) dues aux variations climatiques peuvent aussi entraîner des modifications de l'état trophique local et régional des eaux. Cependant, ces variations peuvent agir dans l'un ou l'autre sens, autrement dit en entraînant une eutrophisation ou une oligotrophisation.

Il y a encore lieu de noter que l'échelle de temps à laquelle les processus naturels opèrent est foncièrement différente de celle des processus induits par l'homme. L'échelle de temps des processus naturels est au moins de l'ordre de plusieurs siècles, et le plus souvent

---

<sup>1</sup> La définition du terme souligne la nature de l'eutrophisation en tant que processus et en tant que polluant, la dissociant de ses associations terminologiques. La manifestation d'eaux "eutrophes" et de systèmes eutrophes peut être tout à fait naturelle. Des eaux "eutrophisées" ont subi un processus de transformation qui modifie la structure et la dynamique du système - lequel, dans ses conditions originelles, peut déjà être un système "eutrophe". Le principal critère ici est que l'eutrophisation aboutit habituellement à une transformation de la diversité biotique. A l'échelon supérieur du processus, la diversité décroît normalement, à l'échelon inférieur la diversité peut croître.



bien au-delà, alors que l'eutrophisation anthropique se produit à des échelles de temps de l'ordre de la décennie ou en deçà. Même en retenant ce critère de caractérisation, la distinction entre causes naturelles et causes anthropiques de l'eutrophisation n'est pas toujours nettement tranchée.

#### 2.4 Délimitation du problème de l'eutrophisation par rapport aux autres formes de pollution

L'eutrophisation n'est qu'un des problèmes de la qualité des eaux. D'autres problèmes résultent de la pollution de celles-ci par des métaux lourds, des polluants inorganiques, organiques et microbiologiques présents dans les eaux usées urbaines, agricoles et industrielles, du ruissellement agricole contenant également des herbicides et pesticides, des effluents et rejets industriels et autres pertes telles que les résidus d'hydrocarbures et de pétrole, de la radioactivité et des effluents thermiques, des précipitations acides et - non les moindres en importance - des simples détritiques (Waldichuk, 1987; Coté, 1989).

La pollution de cette sorte, bien que n'en étant pas la cause principale, peut directement ou indirectement aggraver ou neutraliser l'eutrophisation. Toutes les interactions et interconnexions respectives ne sont pas encore pleinement comprises, mais elle ne devraient pas être ignorées comme cause potentielle, encore que mineure, d'eutrophisation.

#### 2.5 Impact potentiel de l'eutrophisation sur la santé de l'homme et la salubrité des écosystèmes

Parmi les problèmes peut-être plus fortement préoccupants concernant le milieu marin, il y a l'extension manifeste et l'augmentation de fréquence des proliférations d'algues toxiques mises en cause dans la survenue de l'intoxication paralytique et diarrhéique par les fruits de mer (PSP et DSP des auteurs anglo-saxons, respectivement dues à la saxitoxine et d'autres toxines présentes dans des dinoflagellés et des chrysophycées), ces deux affections étant déjà connues depuis un certain temps, et l'apparition de nouvelles formes jusqu'ici inconnues ou méconnues comme l'intoxication amnésique par les fruits de mer (ASP) due à l'acide domoïque de certaines diatomées (cf. par ex. les synthèses d'Aubert, 1992; de Viviani, 1992).

De nombreuses questions concernant la toxicité d'origine marine chez l'homme reste cependant ouvertes. Par exemple, il est désormais admis que la ciguatoxine est synthétisée par une espèce de dinoflagellé et transmise le long de la chaîne alimentaire jusqu'au poisson pour provoquer l'intoxication dite ciguatera. On ne sait toutefois pas avec certitude si l'eutrophisation a un rapport quelconque avec ces phénomènes. De même, les mécanismes en jeu et les conditions nécessaires à la formation de toxines plongent les scientifiques dans la perplexité, tout comme que le fait que, ces dernières années, des espèces d'algues moins connues ont été, semble-t-il, responsables d'eaux rouges toxiques (Okaichi *et al.*, 1988), et/ou que la toxicité puisse avoir des effets assez graves à des concentrations algales relativement faibles, ce qui a été confirmé avec des incidents dus à *Chrysochromulina*, survenus dans le Skagerrak et le Kategat en 1988/89, qui ont entraîné une mortalité parmi le poisson et la faune du fond (Rosenberg *et al.*, 1988).

Si cet exemple, associé à d'autres, donne à penser qu'une toxine algale est responsable de la mortalité du poisson et de la faune du fond - bien que cette mortalité soit habituellement provoquée par l'anoxie -, le point de savoir dans quelle mesure l'eutrophisation, et la présence d'algues toxiques en particulier, sont responsables de la mortalité massive de mammifères marins, reste controversé. Il s'avère toutefois que les

mortalités de dauphins au large de la côte Est de l'Amérique en 1987/88 étaient liées à la prolifération de l'algue *Ptychodiscus brevis* produisant la brevététoxine, et que cette dernière était transmise aux dauphins le long de la chaîne alimentaire.

Ces incertitudes mises à part, il est indéniable que l'eutrophisation qui porte atteinte à la conchyliculture, à la pisciculture et à l'aquaculture est devenue un grave sujet de préoccupation au plan mondial (cf., par ex., "Red Tide Newsletter", vol. 1 et 4).

L'anoxie localisée aux régions marines continentales, aux estuaires, aux lagunes et aux fjords est habituellement la conséquence de l'eutrophisation, mais elle peut aussi être provoquée par les rejets d'eaux usées urbaines et industrielles non traitées riches en substances organiques. Par contre, la relation entre l'eutrophisation et le phénomène de production massive de mucilage ("neige marine"), qui a recouvert une partie importante du nord de la mer Adriatique lors des étés 1988 et 1989 (Cognetti, 1989; Vollenweider et Rinaldi, 1995), reste à établir.

## 2.6 Aspects bénéfiques de l'eutrophisation

Bien que certains phénomènes d'eaux rouges puissent être naturels, il convient de remarquer que l'eutrophisation anthropique n'est pas nécessairement négative mais que, dans certaines limites, elle peut même être bénéfique. De fait, sans un certain niveau de production primaire, la production de poisson resterait faible (Kerr et Ryder, 1992). Les organismes filtreurs, comme les mollusques utilisant directement le phytoplancton, peuvent bénéficier de faibles floraisons algales. Les accroissements du zooplancton et de la faune du fond dus à une hausse de l'apport alimentaire se transmettent à des niveaux trophiques supérieurs, augmentant d'autant les réserves de poisson de valeur commerciale. Ce qu'il s'agit ici d'examiner, ce ne sont pas ces aspects bénéfiques d'une eutrophisation modérée, mais l'eutrophisation devenant une nuisance, autrement dit dont les manifestations commencent à retentir sur des activités comme la pêche et l'aquaculture, notamment pour les espèces de valeur commerciale, et/ou qu'elles commencent à entraver d'autres utilisations des eaux comme les activités récréatives (baignade, sports nautiques, tourisme) et deviennent une menace directe ou indirecte pour la santé publique.

Il y a lieu de relever que les aspects touchant l'équilibre et le point de rupture entre effets bénéfiques et effets nocifs de l'eutrophisation n'ont pas été encore bien étudiés et documentés. De plus, on manque de ce qu'on pourrait appeler une sorte de "barème bénéfiques/dommages" qui permettrait d'évaluer plus objectivement les résultats de l'eutrophisation.

## 2.7 Eutrophisation de l'Adriatique dans le contexte de l'eutrophisation marine au niveau mondial

Si le processus de l'eutrophisation en eaux douces a des antécédents remontant au moins au siècle dernier, le processus étendu d'eutrophisation en milieu marin est d'une manifestation plus récente, bien que tous les deux - eutrophisation dulçaquicole et eutrophisation marine - se soient accélérés à la suite de l'urbanisation croissante, de l'intensification de l'agriculture et du développement industriel intervenus après la Seconde Guerre mondiale. Si les estuaires, les mers fermées et les bassins marins aux échanges d'eau restreints ont été les premiers atteints, cependant, comme l'ont signalé maints auteurs (Gray et Paasche, 1984; Rosenberg 1985; Okaichi *et al.*, 1987; IOC, 1988; Forsberg, 1991; Dederen, 1992; Vollenweider, 1992, etc.), l'eutrophisation marine côtière a gagné en intensité dans de nombreuses parties du monde. L'eutrophisation en Méditerranée (Unesco, 1988; Stirn, 1993) s'insère dans cette évolution planétaire du problème.

### 3. CAUSES ET MECANISMES DE L'EUTROPHISATION

Les causes et mécanismes de l'eutrophisation doivent être évalués dans le cadre de nos connaissances scientifiques sur les propriétés structurelles et dynamiques des écosystèmes aquatiques et sur les processus métaboliques qui les régissent. De fait, le processus de l'eutrophisation (tout comme le processus inverse de l'oligotrophisation) ne représente qu'un aspect particulier de la dynamique des écosystèmes aquatiques. Pour tracer le cadre de l'eutrophisation marine, certains des faits pertinents touchant les écosystèmes aquatiques sont récapitulés dans les sections qui suivent.

#### 3.1 Structure et compartiments des écosystèmes aquatiques

Les écosystèmes aquatiques ne diffèrent pas foncièrement des écosystèmes terrestres quant à la structure. La principale différence entre les deux types de système tient à la difficulté d'attribuer tel ou tel écosystème aquatique à de grands complexes géographiques, comme les biomes, ce qui est pratiquement impossible. Cela ne signifie pas qu'il n'y ait pas de différenciation géographique entre les écosystèmes aquatiques, mais que leurs propriétés distinctives ont trait à leur composition en producteurs secondaires plutôt qu'en producteurs primaires. De nombreuses espèces de producteurs primaires, notamment de phytoplancton, existent sur de vastes zones géographiques, alors que la zone naturelle de nombreux producteurs secondaires est limitée.

En simplifiant la complexité structurelle réelle des écosystèmes aquatiques, on peut répartir en principe leurs composantes dans l'un des quatre grands compartiments interdépendants suivants:

- a. Producteurs primaires
- b. Producteurs secondaires
- c. Minéralisateurs/détritus
- d. Réserve d'éléments nutritifs

##### 3.1.1 Producteurs primaires

Ce compartiment englobe toutes les espèces dites autotrophes qui édifient leur biomasse à partir d'éléments nutritifs inorganiques et utilisent pour la synthèse de la matière organique soit l'énergie des rayonnements soit l'énergie de réactions chimiques inorganiques. La chlorophylle, qui agit comme capteur d'énergie, se trouve dans tous les végétaux photo-autotrophes ("verts"); des pigments accessoires spécifiques, comme la xanthophylle, la phycophéine, la rhodophytine, etc., ne se rencontrent que dans certaines grandes divisions du règne végétal.

Les cyanophytes, ou cyanobactéries, les algues bleues communes (désormais réunies aux bactéries dans la division des procaryotes en raison de leur noyau primitif) sont pour la plupart photo-autotrophes. Certaines espèces peuvent utiliser, comme le font d'autres bactéries chimio-autotrophes spécialisées, de l'énergie chimique.

Certaines des algues par ailleurs photo-autotrophes sont des organismes hétérotrophes facultatifs, autrement dit elles peuvent: (a) soit fixer des composés organiques dissous dans l'eau (comme les sucres) et utiliser l'énergie stockée, (b) soit ingérer des particules organiques, y compris des cellules vivantes, comme le font certaines espèces de dinoflagellés.

Les algues (micro- et macroalgues<sup>2</sup>) sont les plus importants représentants des producteurs primaires aquatiques photo-autotrophes. Le phytoplancton des eaux douces et marines est un groupement de microalgues flottant librement (d'une taille en deçà du millimètre) dont les mouvements sont en grande partie régis par les déplacements horizontaux et verticaux de l'eau. Selon la forme et selon que les espèces de phytoplancton sont unicellulaires ou forment des colonies, leur taille varie de 1 à 500 (<1000)  $\mu\text{m}$  environ en diamètre ou longueur, et leur volume de 2 à  $10^5$  (< $10^6$  à  $10^7$ )  $\mu^3$ .

Il existe plusieurs milliers d'espèces d'algues, mais seules quelques centaines se retrouvent en fait avec une certaine fréquence dans le phytoplancton. Sur celles-ci, quelques douzaines constituent le gros de la biomasse. Au plan taxinomique, le phytoplancton recrute à la fois parmi les procaryotes et les eucaryotes. A des fins de classification, la composition prédominante en pigments et les produits de synthèse primaire et secondaire, qui sont spécifiques de diverses classes et de leurs subdivisions, sont d'une importance déterminante. Comme les connaissances sur la composition en éléments, les propriétés biochimiques et la spécificité métabolique jusqu'au niveau de l'espèce sont d'une importance considérable dans le cadre du présent rapport, les références taxinomiques seront inévitables (cf. chapitres 5, 6, 7). Les espèces d'algues en jeu dans l'eutrophisation peuvent venir de presque toutes les classes recensées, mais les espèces à la nuisance la plus marquée relèvent des cyanophycées (cyanobactéries), chrysophycées, prymnésiofycées, bacillariophycées (diatomées), dinofycées (dinoflagellés), et chlorophycées. Les diatomées, algues vertes (chlorophycées) et algues bleues (cyanobactéries) prédominent dans les eaux douces, et dans les eaux marines ce sont les diatomées, les dinoflagellés et le nanoplancton calcaire (comme *Emiliana huxleyii* le plus souvent dans les eaux tropicales chaudes).

Les microalgues sont également d'importants constituants des communautés de périphyton des zones rocheuses littorales, ou attachées sur d'autres algues et macrophytes, ou vivant comme communauté benthique sur la vase. Leur gamme de taille est cependant plus variable et peut dépasser l'ordre du mm. Par rapport au phytoplancton, le périphyton est moins important dans les eaux profondes, mais dans les eaux moins profondes le périphyton peut constituer une fraction substantielle des producteurs primaires.

A l'exception de rares espèces (*Chara*, *Nitella*), les macroalgues sont absentes des eaux douces, mais dans le milieu marin de nombreuses espèces d'algues vertes, rouges et brunes sont d'importants macroconstituants des communautés benthiques littorales et infra-littorales, et à flottaison libre (par ex., chlorophycées: *Ulva*, *Cladonia*, *Caulerpa*, etc.; rhodophycées: *Condrus*, *Gigartina*, *Gracilaria*, *Polysiphonia*, *Delesseria*, etc.; phéophycées: *Fucus*, *Sargassum*, *Cystosira*, *Laminaria*, *Macrocystis*, etc.).

Un nombre important d'espèces de macrophytes provenant de nombreuses familles habitent les milieux humides, autrement dit les zones humides comme les marais, marécages, roselières qui sont des habitats vitaux pour les oiseaux aquatiques, des frayères pour les poissons anadromes et d'autres animaux étroitement associés au milieu aquatique. Les communautés de macrophytes sont d'importants producteurs primaires au sein et dans les parages des estuaires et lagunes, ainsi que dans les fonds infra-littoraux qui reçoivent assez de lumière pour rendre la photosynthèse possible. Parmi les espèces marines typiques qui forment de vastes communautés submergées, on citera: *Zostera*, *Posidonia*, *Cymodocea*.

---

<sup>2</sup> **Remarque:** Le terme d'algue n'est pas taxinomique

### 3.1.2 Producteurs secondaires

Ce compartiment englobe toutes les espèces dites hétérotrophes qui ont besoin pour leur métabolisme et leur survie de substances organiques acquises sous forme de nourriture par prédation aux dépens d'autres espèces. Dans le milieu marin, les producteurs secondaires proviennent de tous les embranchements et classes du règne animal, couvrant une très large gamme de biotypes, occupations d'habitat, préférences alimentaires, etc.; les eaux douces sont moins riches à cet égard. Cette grande variété rend difficile de caractériser de manière succincte la catégorie "producteurs secondaires". La taille corporelle est l'un des critères les plus significatifs (Peters, 1983). Les spectres de classes de taille caractéristiques englobant toute la série des biotypes présents dans les communautés aquatiques reflètent les propriétés structurelles des systèmes aquatiques en général (cf. ci-dessous).

Le plancton (qui, au plan opérationnel, comprend à la fois le zooplancton et le phytoplancton et n'est donc pas un terme se référant uniquement aux producteurs secondaires) a été réparti dans les types suivants: (a) le plancton de filet comportant deux sous-catégories: (a.1) le mésoplancton (>200  $\mu\text{m}$ ; en majeure partie du zooplancton), (a.2) le microplancton (200-64  $\mu\text{m}$ , comprenant également la plupart du phytoplancton plus gros); (b) le nanoplancton (<64  $\mu\text{m}$ ). Cette division qui, historiquement, a été établie d'après la taille des mailles des filets couramment utilisés, est quelque peu arbitraire. Une classification plus récente (Sieburth, 1979), qui englobe toutes les catégories biologiques, à savoir le zooplancton, le phytoplancton et les bactéries indépendamment du type trophique, repose sur une échelle logarithmique et fait la distinction entre: (a) mésoplancton (>200  $\mu\text{m}$ ), (b) microplancton (200-20  $\mu\text{m}$ ), (c) nanoplancton (20-2  $\mu\text{m}$ ), et (d) picoplancton (2-0,2  $\mu\text{m}$ ).

Les organismes à nage active de taille supérieure (de l'ordre du cm et au-delà) sont généralement classés comme necton, mais bon nombre des espèces plus petites, tant phyto que zooplanctoniques, sont douées de locomotion active.

En ce qui concerne les préférences alimentaires, les espèces sont classées en herbivores, carnivores et omnivores. Ces catégories d'ailleurs sont quelque peu artificielles puisque tous les types de producteurs secondaires ne peuvent s'intégrer dans ce schéma: ainsi, les détritivores, qui jouent un rôle important dans les écosystèmes aquatiques et terrestres. Les planctophages "herbivores" obtiennent leur nourriture aux dépens du phytoplancton vivant (certaines espèces semblent être capables d'être sélectives) mais aussi aux dépens de la vaste réserve du seston organogène. De plus, il a été avancé que certaines espèces couvrent une partie de leurs besoins énergétiques par fixation osmotique de substances organiques dissoutes.

Le producteur secondaire peut également se caractériser par le mode d'acquisition de la nourriture: (a) espèces prédatrices (rencontre aléatoire active ou passive entre le prédateur et la proie, le plus souvent des espèces carnivores), (b) espèces d'organismes filtreurs qui concentrent leur nourriture par des mécanismes appropriés de tamisage (par ex., certaines espèces de cladocères et de copépodes comme *Calanus*, un mollusque, etc.), et (c) espèces diffusivores (collision accidentelle et adhérence). Des espèces de la deuxième catégorie sont également d'une importance particulière en ce qui concerne l'eutrophisation car la nature et la taille de la nourriture qu'elles peuvent retenir dépend de la finesse de leur système de filtration.

La faune des fonds marins n'est pas moins diverse dans sa composition en espèces, son habitat, ses besoins alimentaires et son mode d'acquisition de la nourriture. De nombreux crustacés, et échinodermes, certains gastéropodes, etc., sont des prédateurs voraces. Les coelentérés et les mollusques bivalves sont parmi les plus importants organismes filtreurs du milieu marin. Les vers sont des détritivores, etc.



En raison du transfert incomplet d'un compartiment au suivant, la biomasse totale dans chaque compartiment ultérieur devrait être plus réduite que celle du précédent. La superposition des compartiments forme ce que l'on appelle une pyramide de biomasses. La pyramide des biomasses des systèmes marins couvre environ 7 classes de taille logarithmiques, autrement dit des micromètres aux décamètres. Ce schéma conceptuel sert souvent de base aux modèles de simulation de chaînes alimentaires.

Si cette conception est en gros exacte, elle est ne l'est pas dans certains détails. Tout d'abord, les relations structurelles et fonctionnelles aux niveaux trophodynamiques inférieurs paraissent plus intriquées que ne le laisse penser le schéma général précité. Le niveau de production primaire constitue assurément le compartiment à l'apport d'énergie le plus important dans les écosystèmes terrestres et aquatiques auto-suffisants. Cependant, l'environnement dans lequel s'insère ce compartiment au sein des systèmes pélagiques paraît être celui d'un réseau fonctionnellement relié d'activités autotrophes et hétérotrophes. L'excrétion, le recyclage des substances organiques et inorganiques, la résorption et la phagotrophie sont particulièrement intenses à ce niveau. Par conséquent, le concept de relations séquentielles, dont rend compte le modèle linéaire, doit être remplacé par un concept plus varié comportant des niveaux supplémentaires agencés en réseau de relations (pour de plus amples détails, cf. par exemple Fenchel, 1988).

En second lieu, aux niveaux supérieurs où la situation paraît plus claire, il n'est pourtant pas simple d'affecter sans ambiguïté des espèces à des catégories bien définies. La préférence alimentaire des espèces varie en fonction de la disponibilité, et chez certaines espèces elle peut être très complexe et dépendre de l'âge. Les stades juvéniles de certaines espèces peuvent être herbivores, alors que les stades adultes peuvent être carnivores. Les relations symbiotiques entre des espèces appartenant à différents groupes taxinomiques sont nombreuses dans le milieu marin, depuis les associations lâches jusqu'aux unions très étroites; on mentionnera par exemple la symbiose entre les zoanthaires et les zooxantelles. Ainsi, au plan structurel, un écosystème ne fonctionne pas comme une séquence linéaire, autrement dit comme une chaîne alimentaire, mais plutôt comme un réseau trophique.

En troisième lieu, le concept de pyramide des biomasses aux dimensions de compartiment décroissantes peut s'appliquer à l'écosystème terrestre, mais il ne rend guère correctement compte des systèmes aquatiques. Pour les systèmes océaniques à l'état d'équilibre, plus ou moins autonomes, on a estimé que les quantités de la biomasse compartimentale des spectres de classes de taille par ordre logarithmique, des bactéries aux baleines, sont du même ordre de grandeur, à savoir de 0,1 à 0,1 g/m<sup>3</sup> (Sheldon et al., 1972; Kerr, 1974; Platt et Denman, 1977). Le nombre d'individus/volume dans chaque classe de taille tend à décroître en proportion inverse au poids corporel.

Ce modèle ne s'applique pas nécessairement à des systèmes plus eutrophes. La nature hautement dynamique de ces systèmes, notamment ceux à dominance planctonique (rotation élevée au niveau d'apports primaires où des apports saisonniers d'éléments nutritifs occasionnent d'importantes fluctuations de population; déplacement des phases entre les compartiments en raison d'une durée de vie moyenne croissante des espèces constituantes dans les compartiments séquentiels; régulation descendante de haut en bas, etc.) engendre les combinaisons les plus variées de la biomasse présente dans les divers compartiments, à la fois dans le temps et dans l'espace.

En revanche, pour maintenir le système, l'apport d'énergie totale au niveau de production primaire, intégré sur le temps, doit excéder les transferts d'énergie aux compartiments successifs (cascade énergétique; Odum, 1971), indépendamment des variations des spectres de la biomasse compartimentale momentanée. Cette situation peut

toutefois ne pas durer, si le système reçoit une fraction substantielle de matériel organique allochtone (qui peut être importé, soit par exemple par advection d'autres mers, soit par rejet à partir de la terre) susceptible d'être directement utilisé par les espèces de niveaux trophodynamiques supérieurs.

### 3.2 Métabolisme des écosystèmes aquatiques

Les processus métaboliques qui sont à la base de la dynamique des écosystèmes aquatiques sont indubitablement assez complexes (Riley et Chester, 1971). En termes de transformation de la masse, ils sont régis par des principes stoechiométriques relativement simples, sur la base desquels ils peuvent être quantifiés et corrélés. La biomasse joue dans ces processus un rôle central qui présuppose au moins une connaissance rudimentaire de sa composition biochimique.

#### 3.2.1 Composition en éléments du bioeston (essentiellement phytoplancton, zooplancton, bactéries)

Selon le point de vue, la composition en éléments de la biomasse sestonique peut être recensée dans trois ou quatre grands groupes:

- (1) C, N, H, O, P, S;
- (2) Ca, Mg, K;
- (2a) Na, Cl;
- (3) Fe, Mn, Co, Zn, Mo;
- (3a) Cu, B, V;
- (4) Si, Al; divers.

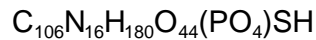
Le groupe (1) comprend les éléments qui constituent la majeure partie des principaux constituants cellulaires: protéines, hydrates de carbone, lipides, ADN, ARN, etc. Le groupe (2) comprend les éléments dits "antagonistes" qui sont requis à divers degrés dans le métabolisme cellulaire. Le groupe (3), couramment appelé oligo-éléments ou éléments traces, contient les éléments qui sont principalement en rapport avec les réactions catalytiques mettant en jeu des enzymes. Le groupe (4) comprend des éléments qui ne paraissent pas avoir de fonction structurale ou métabolique spécifique, à l'exception du silicium qui est un constituant nécessaire des parois cellulaires des diatomées.

Le taux de teneur en cendre (autrement dit le résidu obtenu après combustion à 400°C de la biomasse sestonique) varie considérablement en fonction de la composition en espèces. La teneur en cendre des diatomées peut atteindre jusqu'à 40% ou plus, mais celle des autres espèces de phytoplancton est normalement inférieure à 15-20%. La "biomasse exempte de cendre" se compose approximativement de 45-55% de carbone, 8-10% d'azote, 7-8% d'hydrogène, 30-35% d'oxygène, et 1-2% de soufre et phosphore, alors que les éléments traces représentent généralement moins de 1%.

La composition chimique du zooplancton est similaire à celle du phytoplancton, mais, étant donné qu'une certaine fraction de l'azote reste liée à la chitine, la fraction azote tend à être légèrement supérieure. Inversement, les détritiques organogènes (morts) peuvent être déficients en phosphore.

Le carbone, l'azote, le phosphore, et le soufre trouvés dans le bioeston marin s'approchent d'une proportion atomique de 106 : 16 : 1 (412 : 7,2 : 1 par poids), soit le rapport dit de Redfield. Combiné aux chiffres fournis plus haut, on peut l'exprimer ainsi:





qui représente une sorte de composition molaire de la biomasse. Naturellement, comme la composition élémentaire en pourcentage de tel ou tel échantillon varie selon les espèces et selon les quantités respectives de protéines, hydrates de carbone, lipides et autres composés présentes dans le matériel cellulaire (cf. Vollenweider, 1985), cette formule doit être retenue avec prudence; tout de même, elle s'est avérée une référence très utile (cf. plus bas).

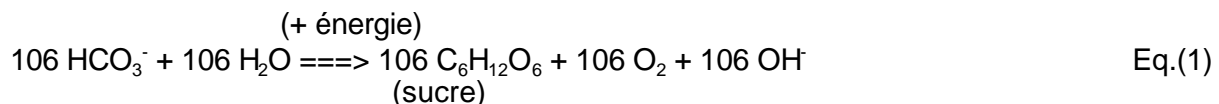
### 3.2.2 Processus métaboliques

#### 3.2.2.1 Production primaire et formation de la biomasse

On entend par production primaire le processus grâce auquel la matière organique est produite à partir de substances inorganiques dissoutes. Ce processus nécessite de l'énergie qui provient soit de l'énergie du rayonnement (lumière) soit de réactions chimiques inorganiques. Comparativement à l'ampleur de l'utilisation de la lumière comme source d'énergie par les organismes (végétaux contenant de la chlorophylle), le processus mettant en jeu des réactions chimiques est d'une importance minime et peut être ignoré aux fins du présent rapport. Les processus autotrophes chimiodynamiques sont les seuls qui maintiennent les communautés à événements hydrothermaux en mer profonde.

On met à part les processus photo-autotrophes survenant dans la couche euphotique, laquelle s'étend jusqu'à la profondeur à laquelle l'intensité de la lumière est réduite à environ 1% du rayonnement normal à la surface dans un intervalle de longueurs d'onde compris entre 400 et 700 nm. L'atténuation de la lumière dans l'eau est une fonction exponentielle mesurée par le coefficient dit d'atténuation,  $\xi$ . Par conséquent, la profondeur de la couche euphotique,  $c_{eu}$ , est égal à  $4,6/\xi$ . Dans la plupart des eaux du large océaniques transparentes,  $c_{eu}$  peut s'étendre à plus de 200 m. Normalement,  $z_{eu}$  est bien moindre, et dans les eaux turbides côtières, la couche euphotique peut n'être que de quelques mètres ou moins. L'atténuation de la lumière dans l'eau est accrue, en raison non seulement de la turbidité due aux éléments minéraux et aux substances organiques dissoutes, comme les substances humiques, mais aussi en raison de la présence de biotes, notamment des algues. Le coefficient d'atténuation transversale relatif à la chlorophylle présente dans les algues planctoniques est de l'ordre de 0,1 à 0,2 m<sup>2</sup>/mg Chl "a". Ces relations, combinées à l'ampleur et à la fréquence auxquelles des périodes de stratification de la densité alternent avec des cycles de brassage des eaux profondes, ont un rapport avec le degré auquel des masses d'eau isolées sont atteintes par le processus d'eutrophisation.

La photosynthèse, autrement dit la formation de sucres et de polysaccharides à partir de CO<sub>2</sub> (dioxyde de carbone) et d'eau, constitue le processus initial de la production primaire. Cette réaction s'exprime en stoechiométrie théorique par :



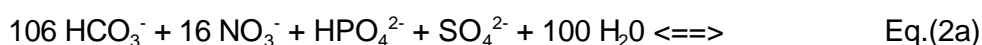
$$\text{Quotient photosynthétique } PQ = \text{mol O}_2 / \text{mol CO}_2 = 106/106 = 1$$

Par conséquent, l'incorporation de 106 molécules de dioxyde de carbone s'accompagne d'un nombre égal de 106 molécules<sup>3</sup> d'oxygène libérées; autrement dit, le quotient photosynthétique QP est égal à 1. Cet oxygène s'accumule dans l'eau et, si le processus est très intense, comme dans les eaux eutrophes présentant des pullulations algales, les eaux deviennent sursaturées en oxygène, et le pH croît.

Formation de biomasse phytoplanctonique. En réalité, la réaction décrite avec l'équation (1) est bien plus complexe et comporte diverses réactions des constituants. La chlorophylle joue le rôle d'un capteur et transmetteur d'énergie lumineuse, et le phosphore lie (par ex., le système ADP-ATP agit comme un dépôt d'énergie transitoire qui, en association avec le système redox NADP-NADOPH, alimente d'importantes réactions intervenant dans le métabolisme cellulaire et la synthèse de protéines et d'autres constituants cellulaires). Cela explique le rôle clef du phosphore dans l'eutrophisation.

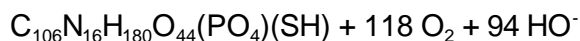
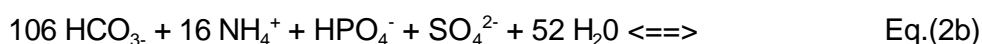
En dépit de la complexité des voies de réaction intervenant dans la formation de la biomasse, il est possible de réduire ce processus à quelques équations succinctes et simples. A la différence de l'équation (1) qui ne concerne que le carbone, l'hydrogène et l'oxygène, ces équations comprennent au moins trois autres éléments essentiels: N, P, S. Leurs proportions par rapport au carbone sont données selon le rapport de Redfield (Redfield, 1958). De plus, les équations sont formulées pour s'appliquer aux eaux marines plutôt qu'aux eaux douces. Les deux équations qui suivent diffèrent selon que la source d'azote est le nitrate (NO<sub>3</sub>) ou l'ammonium (NH<sub>4</sub>).

a) Si le nitrate est la source d'azote:



$$\text{PQ} = 150/106 = 1.42$$

b) Si l'ammonium est la source d'azote:



$$\text{PQ} = 118/106 = 1.11$$

L'un et l'autre processus conduisent à une hausse du pH; cependant, si la fixation de nitrate l'emporte, la hausse du PH tendrait à être plus importante que si l'emporte la fixation d'ammonium. En outre, les éq.(2a) et (2b) donnent des valeurs (apparentes) du QP

---

<sup>3</sup> Pour qu'il y ait concordance avec les arguments exposés plus loin, on a recouru au nombre molaire 106; n'importe quel nombre entier, 1 également, pourrait être retenu à cette fin

qui excèdent l'unité<sup>4</sup>. Ainsi, en recourant à des techniques appropriées pour mesurer simultanément l'apport de carbone et l'évolution de l'oxygène, on obtiendrait une moyenne pour évaluer si le nitrate ou l'ammonium constitue la source d'azote prévalante. En réalité, la question est moins simple. Le QP apparent trouvé dans le milieu marin peut atteindre jusqu'à 1,8 et plus (Platt et Denman, 1977), ce qui rend difficile une interprétation simple.

### 3.2.2.2 Minéralisation du bioeston

La minéralisation de la biomasse qui se produit, après la mort cellulaire, par simple lyse, mais le plus souvent par activité microbienne, est foncièrement le processus inverse de la formation de la biomasse. Ici, la principale distinction qu'il convient d'opérer est de savoir si le processus intervient dans des conditions aérobies ou anaérobies.

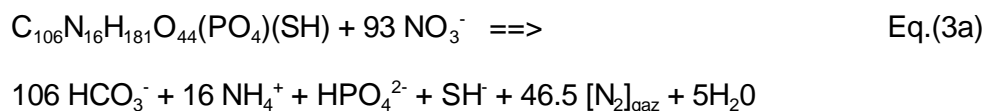
- a) La minéralisation aérobie du bioeston peut se produire déjà dans la couche euphotique, mais elle survient le plus souvent dans des eaux plus profondes après sédimentation des détritiques biogènes. Comme il est indiqué par les doubles flèches, les éq.(2), peuvent se lire en sens inverse. Dans des conditions naturelles, la minéralisation totale se produit en deux phases: d'abord selon l'éq.(2b) dans laquelle l'ammonium est le produit final; l'ammonium est alors oxydé en nitrate au cours de deux réactions ultérieures (cf. ci-dessous).

Si la minéralisation survient principalement dans la couche euphotique, on peut parler alors de recyclage, en entendant par là que les constituants minéraux libérés sont à nouveau disponibles pour réincorporation dans la nouvelle biomasse.

- b) La minéralisation anaérobie, par contre, se produit dans des conditions anoxiques, ou à de très faibles concentrations d'oxygène, le plus souvent en eaux profondes. Dans ce cas, il n'existe pas une simple inversion correspondant aux eq.(2). Les produits finaux de la minéralisation, dans des conditions de forte anoxie, ne sont qu'en partie identiques aux constituants minéraux originels, ce qui peut aboutir à des pertes en éléments nutritifs vitaux pour le système.

Parmi les diverses possibilités, il y a deux variantes particulièrement intéressantes pour l'objet de notre étude, la première quand des nitrates sont encore disponibles, la deuxième quand les nitrates sont absents. L'un des schémas de réaction possibles est décrit par l'éq.(3a).

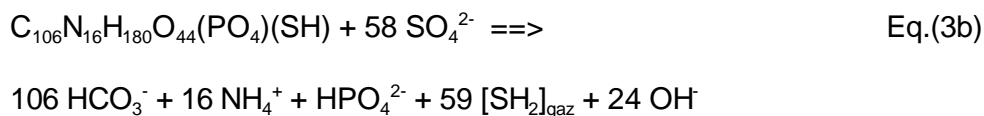
- a) Nitrates disponibles:



---

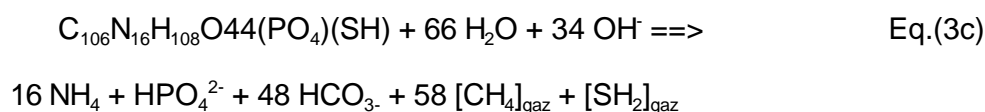
<sup>4</sup> **Remarque:** il existe toutefois une différence plus subtile entre l'éq.(1) et l'éq.(2). Comme de l'énergie chimique est nécessaire pour la formation de la biomasse qui s'accompagne d'une certaine perte de chaleur métabolique, la quantité d'énergie captée et stockée correspondant exactement à l'éq.(1) ne serait pas suffisante pour répondre aux besoins totaux en énergie des eq.(2a) et (2b)

b) Nitrates absents, sulfates disponibles:



La signification des eq.(3a) et (3b) est que l'azote est vraisemblablement perdu dans le processus de minéralisation sous forme de gaz azote, et si les nitrates sont entièrement épuisés, les sulfates sont réduits en hydrogène sulfuré.

c) Dans des conditions de réduction légèrement moindres, les réactions ci-après peuvent également intervenir:



Ainsi, le carbone serait perdu sous forme de méthane, aussi longtemps toutefois que l'hydrogène sulfuré n'inactive pas le processus médiat par voie microbologique.

Les processus décrits par l'éq.(3a) interviennent avant tout dans les couches limites entre eaux oxygènes et anoxiques, et ceux décrits par les eq.(3b) et (3c) à proximité et au sein des sédiments anaérobies. Selon les circonstances particulières dans lesquelles ils surviennent, ces processus peuvent également se dérouler en parallèle. De plus, d'autres voies métaboliques peuvent être suivies, comme les processus de fermentation comportant comme produits intermédiaires des composés alcooliques et/ou des acides organiques.

En dépit de leur nature rudimentaire, les équations ci-dessus peuvent servir à estimer, approximativement du moins, les quantités en jeu dans la formation et la minéralisation de la biomasse. Par ex., avec un teneur en carbone de la biomasse d'environ 50%, la minéralisation d'1 g de matière organique particulaire exempte de cendre, selon l'éq.(2b), nécessiterait environ 1,5 g d'oxygène (produit final de l'azote =  $NH_4^+$ ); l'oxydation complète 1,9 g d' $O_2/g$ , ou 3 et 3,8 g d' $O_2/g$  C, respectivement, etc. Des écarts expérimentaux marqués de ces chiffres indiqueraient une situation particulière, par ex. une minéralisation incomplète.

### 3.2.2.3 Généralisation

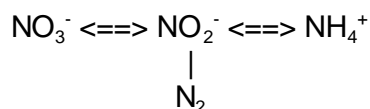
Les processus décrits ci-dessus peuvent être considérés sommairement comme des réactions d'oxydo-réduction. La séquence par laquelle se produisent les diverses réactions est régie par leur position relative à l'équilibre le long de l'échelle redox. Toutefois, certaines des réactions possibles sont catalysées biologiquement. En égard aux énergies concernées, les processus de réduction nécessitent de l'énergie, les processus d'oxydation produisent de l'énergie qui peut être utilisée dans les réactions ultérieures.

Carbone. La première partie de la réaction généralisée de l'espèce carbone,



est régulée uniquement par les équilibres chimiques et le pH, tandis que la seconde une biomasse est convertie en méthane par des bactéries.

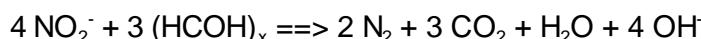
Azote. La séquence est compliquée par des formes chimiques d'azote intermédiaires ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ), alors que la voie menant à  $\text{N}_2$ , en principe, l'emporte sur  $\text{NO}^{2-}$ .



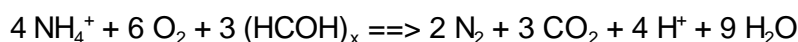
La dénitrification de  $\text{NO}_3^-$  en  $\text{N}_2$ , qui est associée à la respiration de substances organiques (médiatée par des bactéries comme *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, etc.) peut être formulée comme suit:



et,

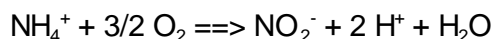


L'oxydation de  $\text{NH}_4^+$  en présence d'oxygène et de substances organiques peut être incomplète et mener également à  $\text{N}_2$ , soit

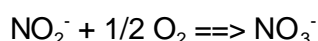


La dénitrification est probablement d'une importance moindre dans les eaux marines du large, mais elle peut constituer une perte importante d'azote biodisponible pour les producteurs primaires dans les zones côtières et lagunes eutrophes hypoxiques et anoxiques.

L'oxydation complète de l'ammonium en nitrates se produit en deux stades, le premier produisant des nitrites (médiaté par *Nitrosomonas*),



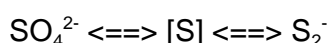
Les nitrites sont alors oxydés en nitrates (médiaté par *Nitrobacter*),



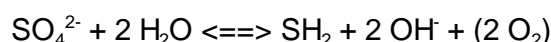
La fixation d'azote, autrement l'incorporation de  $\text{N}_2$  directement dans la biomasse n'est effectuée que par quelques espèces, comme *Azotobacter* et certaines cyanobactéries. Les cyanobactéries fixant l'azote sont plus importantes dans l'eutrophisation en eaux douces, mais des espèces fixant l'azote se rencontrent également dans le milieu marin.

La figure 1 présente les principales caractéristiques du cycle de l'azote des réactions décrites ci-dessus.

Soufre. En dehors de l'ion nitrate, l'ion sulfate est un autre oxydant puissant. Lors du processus, le sulfate est réduit selon la formule



ou,



L'ion sulfure réagit facilement avec le fer bivalent pour donner  $\text{FeS}_2$ . La présence d'hydrogène sulfuré indique toujours des conditions hautement réductrices. L'hydrogène sulfuré n'est pas produit tant que du nitrate est disponible. L'ion sulfure est rapidement oxydé en présence d'oxygène, mais vraisemblablement pas par la réduction-dénitrification du nitrate.

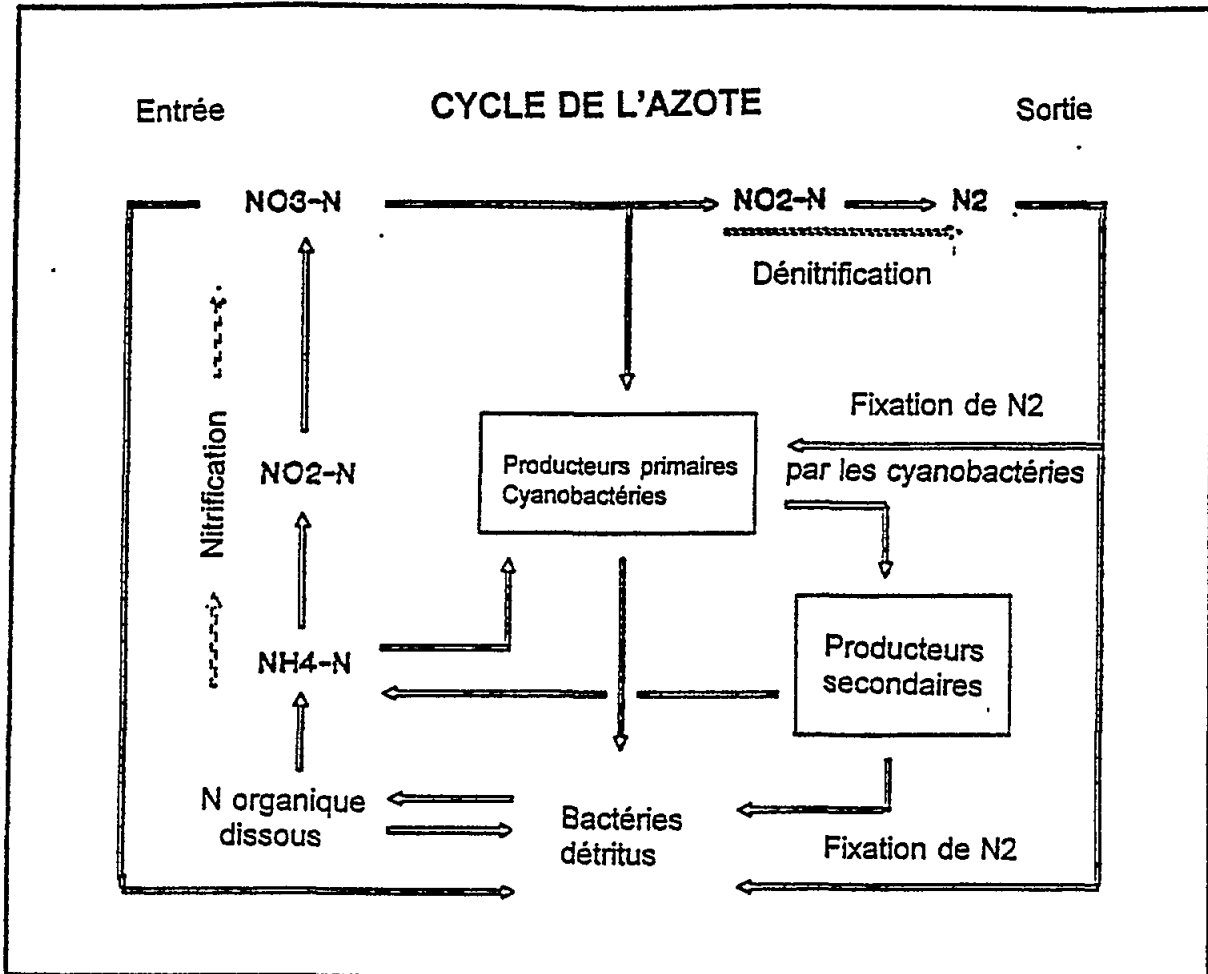
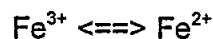


Fig. 1 Les principales composantes du cycle de l'azote (adapté par Forsberg, 1991)

Fer. La réaction rédox du fer trivalent-bivalent, à savoir:



joue un rôle important en régulant la disponibilité en  $\text{PO}_4$  (Stumm et Morgan, 1981). Les complexes oxydes-hydroxydes du fer trivalent qui sont formés dans des conditions oxydées absorbent de multiples quantités d'ions  $\text{PO}_4$ . Les flocons de fer oxydé qui déposent sur les sédiments forment une couche barrière qui prévient le flux de retour du phosphore dans les eaux surnageantes. Dans des conditions de réduction, cette barrière est détruite, et le phosphore, de même que la fraction de fer qui ne devient pas finalement liée sous forme de sulfure de fer, peuvent se déplacer librement et retourner à la phase aqueuse. Ce processus est connu comme libération du phosphore à partir des sédiments. Son ampleur est variable, mais dans des conditions d'anoxie il peut atteindre jusqu'à  $10 \text{ mg P/m}^2/\text{jour}$ .

#### 3.2.2.4 Aspects cinétiques

Parmi les aspects cinétiques, il convient de mentionner les aspects qui régissent la fixation d'éléments nutritifs et la cinétique de croissance du phytoplancton. L'apport d'éléments nutritifs est régi par la cinétique de Michaelis-Menten, selon laquelle le taux de fixation,  $\mu$ , est proportionnel à la concentration, à de faibles concentrations en éléments nutritifs, alors que les taux atteignent une limite supérieure,  $\mu_{\max}$ , avec des concentrations croissantes, ce que l'on exprime mathématiquement par

$$\mu = \mu_{\max} \frac{M}{(k_M + M)},$$

M étant la concentration de l'élément nutritif en question (azote, phosphore, silicium, etc.), et  $k_M$  la constante de demi-saturation.

La croissance est régulée d'une manière semblable. A des concentrations de  $M \ll k_M$ , la croissance est limitée par l'élément nutritif en question; inversement, si  $M \gg k_M$ , la croissance n'est pas limitée par cet élément nutritif. Cependant, dans des conditions naturelles, la croissance et, partant, le rendement, vont dépendre simultanément de plusieurs éléments nutritifs, ainsi que d'autres facteurs (lumière, température) qui agissent de concert. La combinaison de tous les facteurs et le taux de croissance maximal génétiquement déterminé spécifique de l'espèce régulent la croissance potentielle et effective du phytoplancton. Ainsi, certaines espèces algales peuvent être capables de donner lieu à une pullulation en l'espace de quelques jours, alors que la croissance d'autres espèces reste toujours modique.

La cinétique de Michaelis-Menten et les relations de croissance correspondantes sont des concepts importants utilisés dans les modèles de simulation mathématiques. On trouvera des synthèses pertinentes de cette question, par ex. dans Chapra et Revkhow (1983), Strasskraba et Gauch (1983), Jorgensen (1988), etc.

### 3.3 Pertinence pour l'eutrophisation

L'eutrophisation stimule la production primaire, autrement dit la vie végétale aquatique (algues et macrophytes), ainsi qu'on l'a exposé au chapitre précédent. Les processus qui aboutissent à une décoloration visible des eaux et à des efflorescences algales, etc., sont complexes et doivent être appréhendés dans le cadre des processus marins, à savoir les interactions entre les facteurs biotiques et abiotiques qui les régissent.

#### 3.3.1 Difficultés conceptuelles et analytiques

Dans la plupart des circonstances, la production biologique est régie simultanément par plusieurs facteurs qui varient dans un cadre spatio-temporel. La variation continue de facteurs physiques tels que la lumière, la température, le mouvement, la stratification et le brassage des eaux, associée à des variations de la disponibilité en éléments nutritifs, crée un riche spectre de ressources pour la croissance des algues (Harris, 1986). En outre, les conditions qui régissent la croissance du phytoplancton à petite échelle peut être différentes de celles qui déterminent la production globale du système à grande échelle (Gray et Paasche, 1984), ce que l'on peut saisir aussitôt si l'on examine l'hétérogénéité des proliférations d'algues: elles se produisent normalement par paquets spatio-temporels discontinus répartis sur une surface d'étendue et de durée variées. Par conséquent, les déductions faites quant aux causes favorisant les efflorescences algales dépendent de ces circonstances ainsi que de l'échelle spatio-temporelle concernée (Harris, 1986).

L'agrégation hiérarchique de niveaux de complexité présente des difficultés méthodologiques qui ne sont pas négligeables pour le chercheur, lequel, pour des raisons pratiques, doit définir quel facteur détermine le système à grande échelle. Il convient de garder à l'esprit que les mesures destinées à maîtriser l'eutrophisation s'appliquent à cette échelle, indépendamment de quels mécanismes pourraient être opérants à petite échelle. Ces difficultés ne peuvent être surmontées que par des études à long terme bien conçues comportant à la fois une surveillance systématique et une expérimentation à diverses échelles de résolution temporelle et spatiale. Les études à court terme peuvent, au mieux, être indicatives, et elles peuvent, au pire, non seulement être dénuées de toute utilité mais induire complètement en erreur.

### 3.3.2 Conditions générales de la croissance des algues

Des eaux pauvres en éléments nutritifs, autrement dit oligotrophes, ne peuvent entretenir longtemps de proliférations massives d'algues et agglomérations de macroalgues. Par conséquent, la question qui se pose n'est pas de savoir si les éléments nutritifs sont en cause dans les proliférations mais lesquels de ceux-ci sont le plus souvent responsables du phénomène. On a constaté depuis longtemps que l'azote et le phosphore limitent la production dans la plupart des circonstances. De plus, certains oligo-éléments entrant dans des réactions enzymatiques, comme Fe, Mn, Co, Mo, etc., peuvent parfois venir à manquer. Il convient de remarquer que certaines espèces de dinoflagellés incriminées dans les "eaux rouges" nécessitent du sélénium. De nombreuses proliférations d'algues requièrent également des vitamines (biotine, thiamine, B<sub>12</sub>), soit isolément, soit dans diverses combinaisons (Provasoli, 1963). Des variations de la disponibilité en oligo-éléments et en vitamines, et peut-être en autres composés organiques comme les médiateurs chimiques (Aubert, 1990), peuvent avoir un rapport avec la sélection des espèces.

Pour prévoir les proliférations d'algues et leur composition en espèces de manière réaliste, il importe de comprendre soigneusement le rôle interactif de ces facteurs dans la dynamique de production. Pour l'heure, nous sommes encore très loin de pouvoir le faire. En revanche, le nombre d'espèces algales qui sont le plus souvent à l'origine de proliférations marines est relativement limité (cf. tableau 18 et fig. 13). Les proliférations caractéristiques du printemps sont le plus souvent dues à des diatomées, alors que les proliférations de dinoflagellés surviennent normalement en été et à l'automne. Les facteurs prévalents de cette différenciation sont en partie physiques (basse température, haut énergie turbulente, brassage en profondeur, etc., qui favorisent les diatomées; température élevée, stabilité de l'eau, qui favorisent les dinoflagellés), et en partie nutritionnels. Le rôle exact de ces derniers dans le déclenchement de la prolifération chez certaines espèces plutôt que chez d'autres est cependant difficile à définir. Une concentration élevée en éléments nutritifs et/ou un apport élevé de ces éléments (comme l'azote et le phosphore, voir plus bas) sont incontestablement des "conditions nécessaires" des proliférations d'algues, mais ne sont pas à eux seuls des conditions suffisantes" de celles-ci. Les stratégies de reproduction des espèces, les interactions au sein du réseau biotique et le long de la chaîne alimentaire (Mann, 1969; Fenchel, 1988), la présence et la dynamique des agents complexants, le rôle des taux de renouvellement des éléments nutritifs et des interactions microbiologiques (Seki et Iwami, 1984), etc., déterminent également la dynamique au niveau de la production primaire.

### 3.3.3 Le concept de facteur limitant et le concept de facteurs cibles

La complexité évoquée aux paragraphes précédents n'offre guère d'intérêt au plan pratique à moins d'être à nouveau précisée. Comme on l'a déjà dit, la production manifeste



est régie à tout moment par de nombreux facteurs s'exerçant simultanément (conditions ou facteurs limitants aigus); cependant, la productivité globale des eaux dans des conditions par ailleurs comparables est en grande partie déterminée par les facteurs qui limitent la production sur un laps de temps substantiel lors de la principale période de croissance (conditions ou facteurs limitants chroniques). Bien que ce ne soit pas le cas dans toutes les circonstances, la limitation chronique est le plus souvent due à une restriction de la disponibilité (systèmes internes) ou de l'approvisionnement (à partir du système extérieur) en éléments nutritifs clés. La limitation aiguë et la limitation chronique sont l'une et l'autre régies par une certaine forme généralisée de la relation de Michaelis-Menten (cf. ci-dessus).

Pour évaluer quel élément ou groupe d'éléments sont le plus susceptibles d'agir comme facteur limitant, les quantités et proportions de tous les éléments critiques présents dans la biomasse doivent être classés en fonction de leur concentration et de leurs proportions dans le milieu marin. Ainsi peut-on aussitôt éliminer l'hydrogène et l'oxygène, ainsi que les éléments du groupe 2 (chapitre 3.2.1) comme facteurs limitants potentiels. Il reste donc le carbone, l'azote, le phosphore et le soufre (groupe 1). Le carbone sous forme de CO<sub>2</sub> libre, de bicarbonate, et le soufre sous forme de sulfate sont normalement en excédent par rapport à l'azote et au phosphore, tant dans les eaux douces que marines, tandis que des éléments traces peuvent être ou non présents. Ces constatations font de l'azote et du phosphore les premiers candidats pour la limitation chronique des éléments nutritifs.

L'azote et le phosphore sont retenus comme substances cibles, non seulement en raison de leur rôle prépondérant dans la régulation de la productivité aquatique, mais aussi parce que ces facteurs sont les seuls qui se prêtent à une maîtrise à la source. Comme, pour l'azote et le phosphore, les options de lutte en vue d'une réduction à la source diffèrent quant aux technologies et aux stratégies respectives ayant des incidences administratives, législatives et économiques dissemblables, il importe en outre de savoir lequel, de l'azote ou du phosphore, est le facteur limitant prévalant dans toute situation donnée.

A l'échelle de l'océan mondial, les conditions limitantes prévalantes varient considérablement. Dans les conditions océanographiques ouvertes, on admet généralement que c'est l'azote, plutôt que le phosphore, qui constitue le facteur limitant de la production. L'azote peut également être limitant dans les eaux côtières, comme le montrent les études expérimentales menées à proximité d'un émissaire d'eaux usées du sud de la Californie (Eppley, 1971), le long de la côte Est de l'Amérique du Nord (Yentch et Vaccaro, 1958; Ryther et Dunstan, 1971), le long de la côte Ouest de la Suède (Rydberg, 1982). Néanmoins, dans d'autres circonstances, la disponibilité en azote et en phosphore peut être bien équilibrée (Skagshaug et Olsen, 1986). Contrairement aux océans, la limitation par le phosphore semble être la norme dans les eaux douces (OCDE, 1982), bien qu'on connaisse des exceptions à cette règle.

#### 3.3.4 Processus océaniques et processus littoraux

Si l'eutrophisation s'est avérée potentiellement affecter les lacs d'eau douce de pratiquement toute taille et profondeur, il n'est guère plausible d'estimer que l'ensemble des océans pourraient devenir eutrophes au bout de quelques années ou même décennies. Néanmoins, il existe des signes et des tendances effectives d'une productivité croissante de zones marines plus étendues, notamment des mers fermées (par ex., la Méditerranée, la mer Baltique, la mer Noire, le Seto Naikai ou mer Intérieure du Japon) et des zones marines relativement peu profondes (comme la mer du Nord). Cependant, à l'échelle des siècles, le

brassage en profondeur, des gyres océaniques apparemment indépendants pourraient ne pas échapper aux effets de l'apport accru d'azote et de phosphore d'origine tellurique et provenant du dépôt éolien (GESAMP, 1991).

L'eutrophisation marine est avant tout un problème littoral qui touche les lagunes, les ports, les estuaires et les zones côtières adjacentes aux embouchures de cours d'eau de bassins-versants fortement peuplés et/ou qui reçoivent les eaux usées de villes côtières. Voilà qui crée des situations particulières qui diffèrent, dans leurs caractéristiques de production, de celles des eaux du large. La production des eaux du large est en grande partie entretenue par le recyclage interne et l'advection/diffusion des nutrilites provenant des couches d'eau profondes (avant tout l'azote "nitrate": production "régénérée" opposée à production "nouvelle", cf. par ex. Platt et Denman, 1977). L'upwelling fournit des nutrilites à partir des eaux profondes également dans les zones littorales, mais ce mécanisme qui repose sur des circonstances géographiques, morphométriques et hydrodynamiques, est circonscrit à certaines zones et régions océaniques. Par conséquent, les eaux littorales sont normalement peu productives, et les zones d'upwelling présentent normalement une productivité plus élevée. Dans les unes et les autres, les caractéristiques de l'écosystème sont relativement stables, bien que la productivité des zones d'upwelling soit plus variable.

La principale conséquence de l'eutrophisation anthropique est la déstabilisation résultant d'importantes fluctuations des systèmes atteints. L'amplitude de ces fluctuations dépend de nombreux facteurs locaux, comme les caractères géomorphologiques, hydrodynamiques et météoro-climatiques, la variabilité du régime hydrologique des cours d'eau, les caractéristiques de l'écosystème, les caractéristiques chimiques, la stabilité ou la variabilité des rejets d'eaux usées, et d'autres influences anthropiques.

Un apport élevé mais variable en éléments nutritifs entraîne la prolifération d'espèces de phytoplancton et autres espèces algales opportunistes de haute capacité reproductive, mais de faible tolérance à la déficience en nutriments. L'eutrophisation aboutit souvent à des changements dans les espèces de phytoplancton qui ne peuvent plus être filtrées par les organismes filtreurs, ou bien qui obstruent leur système de filtration en raison de leur taille et de leur forme. Le développement d'espèces algales qui présentent soit des caractères morphologiques volumineux soit des propriétés biochimiques défavorables (par ex., les toxines produites par certaines espèces de phytoplancton qui sont toxiques pour les producteurs secondaires) peuvent par conséquent entraver le transfert normal de nourriture de la production primaire à des niveaux trophiques supérieurs en occasionnant une perturbation des relations normales du réseau trophique. La perturbation du réseau trophique peut être une sorte de mécanisme de rétroaction intervenant dans l'apparition de pullulations algales inhabituelles.

Un exemple classique en est la prolifération et la croissance excessive de *Phaeocysts pouchetii* en mer du Nord (Lancelot et al., 1987). Une fois que les colonies de cette espèce atteignent une certaine taille, elles ne sont plus assez broutées par le zooplancton; la biomasse en décomposition s'accumule alors sous forme de mousse le long du littoral français, belge, hollandais et allemand.

En outre, le degré auquel interviennent les processus métaboliques décrits plus haut (3.2.4) dépend des mêmes conditions précitées. La morphométrie locale, la profondeur, l'amplitude et la durée de la stratification de la densité sont des facteurs majeurs. Les zones du plateau continentale, en particulier, peuvent connaître des conditions d'hypoxie et d'anoxie à la suite de pullulations algales intenses entraînant la mortalité du poisson et de la faune du fond, et à long terme l'altération de la structure biocénotique des écosystèmes locaux.

Un point supplémentaire à relever est que l'eutrophisation est souvent provoquée par des rejets d'eaux usées. Tout au moins, la fraction de matières organiques fournie par des rejets directs ou indirects d'eaux usées peut être importante comparativement à l'apport total d'éléments nutritifs. Ainsi, une partie de la production secondaire pourrait être directement entretenue par les eaux usées. Cependant, dans la plupart des cas, les matières organiques sont rapidement minéralisées en utilisant de l'oxygène ou d'autres oxydants. De ce fait, il convient d'opérer une distinction entre la consommation d'oxygène due à la production autochtone et celle due à des matières organiques allochtones. En pratique, cette distinction n'est pas aisée et peut-être même pas nécessaire. Le point principal ici est que les incidences des eaux usées non traitées ou insuffisamment traitées ne sont pas seulement d'ordre sanitaire mais qu'elles constituent aussi l'une des causes contribuant à des situations locales d'hypoxie et d'anoxie.

### 3.3.5 Critères de charge

L'apport en éléments nutritifs à partir de sources externes est le facteur déterminant de l'eutrophisation aquatique. Au plan pratique de la gestion, la question qui se pose est de savoir s'il est possible d'établir une relation quantitative entre l'apport d'éléments nutritifs et le degré d'eutrophisation. A cette fin, Vollenweider (1968) a introduit le concept de tolérance à la charge qui a été par la suite développé par le même auteur dans plusieurs communications plus spécifiquement à propos du phosphore. Ce concept définit la relation générale entre l'apport d'éléments nutritifs à un système aquatique et la réaction trophique de celui-ci, l'accent étant mis sur les niveaux d'apport d'éléments nutritifs qui déterminent la transition entre des conditions oligotrophes et des conditions eutrophes dans toute situation donnée.

Le concept de Vollenweider a été quantifié pour les systèmes lacustres en recourant à quelques paramètres de système tels que la profondeur moyenne, le débit et le temps de séjour de l'eau. Sous cette forme spécifique, la conception du modèle n'est pas immédiatement transférable aux systèmes marins, mais le concept proprement dit reste d'une applicabilité générale indépendamment de la spécificité des masses d'eau. Chapra et Reckhow, dans leur traité sur la modélisation (Chapra et Reckhow 1983) envisagent également les principes qui s'appliquent aux zones côtières. Les courants côtiers latéraux et les échanges d'eau entre le large et le littoral sont d'un intérêt particulier pour l'accumulation, la diffusion des éléments nutritifs et le maintien de gradients d'éléments nutritifs le long des côtes. De leur côté, Giovanardi et Tromellini (1992a, 1992b) examinent la situation au sud du Pô en utilisant un modèle de dispersion simple avec la salinité comme traceur, et ils redéfinissent le schéma de classification trophique de l'OCDE pour cette zone. La combinaison des deux modèles fournirait une base permettant de définir des charges acceptables, mais cela n'a toutefois pas encore été réalisé.

Une variante de cette méthode, concordant davantage avec la conception ci-dessus, a été adoptée par Wallin et Håkanson (cf. Wallin, 1991). En plus des paramètres retenus par Vollenweider, les auteurs ont recours à un facteur formel côtier,  $V_d$ , et à une répartition de la vulnérabilité définie par voie statistique,  $S$ , qui servent à établir, pour les zones marines côtières, une sorte de diagramme de tolérance à la charge qui correspond à celui mis au point par Vollenweider pour les lacs.

Evidemment, des modèles plus complexes et d'autres méthodes ont été suivis dans la littérature scientifique pertinente, tous dans le but implicite de définir d'une manière ou d'une autre les conditions de tolérance de la charge nutritive des systèmes aquatiques. Bien que des progrès substantiels aient été réalisés jusqu'ici, aucune de ces diverses approches ne sera pleinement applicable à toutes les situations marines.; chaque situation et, partant,

la méthode retenue pour caractériser les circonstances particulières qui déterminent les conditions trophiques marines locales ou régionales, doivent être examinées dans leur vrai contexte.

### 3.3.6 Limitation par les éléments nutritifs en Méditerranée

Dans le cadre du présent rapport, la question de la limitation par les éléments nutritifs en mer Méditerranée revêt un intérêt tout particulier. Cependant, les études de cette nature ne sont guère nombreuses. Des études expérimentales menées dans les eaux côtières de l'Emilie-Romagne ont montré que c'est le phosphore, plutôt que l'azote, qui limite la production (Chiaudani *et al.*, 1980; Marchetti, 1985; Mingazzini *et al.*, 1992), comme on a pu également le constater dans des eaux saumâtres de la Baltique (Fonselius, 1978). D'autre part, il convient également de remarquer que les eaux marines adjacentes aux déversements de grands fleuves ne sont nullement limitées par les éléments nutritifs après des périodes d'abondants déversements d'eau et/ou rejets d'eaux riches en nutriments (par ex., au début du printemps et à l'automne), et que les situations de ce type sont à l'origine d'importantes pullulations algales (Vollenweider *et al.*, 1992). Les périodes de limitation par les éléments nutritifs surviennent le plus souvent au cours de l'été, et la production peut être contrôlée par le phosphore ou l'azote, quand les concentrations retombent souvent à de faibles valeurs et que le rapport N/P tombe de plus de 25 à moins de 10, comme on a pu le vérifier dans les eaux côtières au sud du Pô (cf. Regione Emilia-Romagna, Rapports annuels, série 1978-1992).

Au plan régional et saisonnier, néanmoins, la production peut être limitée par le phosphore ou l'azote, ou par les deux à la fois, comme l'ont signalé Becacos-Kontos (1977) pour la mer Egée. De l'analyse statistique réalisée par Ignatiades *et al.* (1992) pour les eaux littorales et du large du golfe Saronique et de l'île de Rhodes, on peut conclure que, dans l'ensemble, les eaux littorales eutrophes sont plutôt limitées par l'azote et que cette limitation décroît vers les eaux du large, tandis que les eaux littorales et pélagiques du large autour de l'île de Rhodes sont limitées par le phosphore.

Krom *et al.* (1991) déduisent de leur étude de la distribution de  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  et Chl dans un tourbillon chaud quasi stationnaire au sud de Chypre et d'analyses ultérieures des eaux du sud du bassin du Levant que la Méditerranée orientale est plutôt limitée par le phosphore que par l'azote. D'autres chercheurs en sont arrivés à des conclusions similaires pour la Méditerranée occidentale, bien que ce bassin puisse être légèrement limité par l'azote (Owens *et al.*, 1989, cité dans Krom *et al.*, 1991). Les auteurs avancent également une hypothèse à propos de la faible teneur du bassin en phosphore, en la rattachant à la sorption du phosphore sur les retombées de poussières sahariennes riches en fer.

Comme il a été souligné au chapitre 4, l'apport nutritif d'azote et de phosphore à l'ensemble du bassin Méditerranéen est encore faible par comparaison avec d'autres mers fermées. L'eutrophisation est avant tout un problème d'eaux côtières et adjacentes où elle peut toutefois revêtir une grande acuité. Pour des détails, se reporter au chapitre 5.

## 4. SOURCES D'ELEMENTS NUTRITIFS, TYPES DE SOURCES, ET EVALUATION DES CHARGES

### 4.1 Généralités

Les sources examinées ici ont trait avant tout à celles qui contiennent du phosphore et de l'azote en raison de l'importance prépondérante de ces éléments dans l'eutrophisation

(cf. chapitre 3). Toutefois, les considérations relatives à l'eutrophisation ne peuvent aisément être dissociées d'un examen plus large de la pollution prise dans son ensemble. Certaines formes de pollution renforcent le processus de l'eutrophisation (par ex., les rejets industriels contenant des oligo-éléments tels que le fer, le manganèse, le molybdène, etc., ou les sources qui émettent des facteurs de croissance organiques, comme les vitamines). D'autres peuvent contenir des facteurs toxiques, ou même des substances biologiquement importantes mais à des concentrations susceptibles d'être toxiques pour les biotes. Les interactions complexes entre ces diverses possibilités ne sont pas bien élucidées à l'heure actuelle et nécessitent des études plus poussées.

Dans les sections qui suivent, nous abordons un certain nombre de principes qui ont des rapports importants avec l'eutrophisation proprement dite, en ignorant dans une grande mesure les points soulevés dans le préambule. A la fin du chapitre, on s'emploie à évaluer la charge d'azote et de phosphore atteignant la mer Méditerranée.

#### 4.2 Utilisation du sol et identification des sources

Le type et l'importance des sources de pollution, et notamment des sources d'éléments nutritifs, sont intimement associés à l'utilisation du sol et à sa transformation par l'homme. Dans des conditions primitives, la dynamique géochimique, qui comprend également le flux de phosphore et d'azote, est régulée par des processus naturels qui dépendent du milieu géographique, orographique, sédimentologique, géochimique, climatique et biotique spécifique dans lequel interviennent ces processus. Les conditions thermiques et hydrologiques sont d'une importance primordiale. Cependant, au plan historique, tous ces facteurs ont été sérieusement altérés ou modifiés à divers degrés par l'homme. La plupart des paysages d'aujourd'hui, même ceux où l'influence de l'homme n'est pas immédiatement manifeste (comme le maquis méditerranéen) sont à classer dans la catégorie des paysages transformés par les activités humaines dans lesquels les étendues naturelles ne constituent plus que des enclaves disjointes.

Les figures 2 et 3 illustrent une répartition des diverses catégories d'utilisation du sol assorties de leurs relations supposées avec les sources de pollution et de nutriments. Cette répartition a été établie de manière aussi complète que possible à titre de rappel, bien qu'en réalité chaque situation diffère des autres et doive par conséquent faire l'objet d'une évaluation et d'un bilan distincts.

En dehors des paysages encore naturels, qui sont recensés pour donner un tableau complet mais sur lesquels on ne reviendra pas, les principales catégories d'utilisation du sol par transformation anthropique qui nous intéressent dans le cadre de l'eutrophisation sont:

- les établissements urbains et les zones de communication
- les terres agricoles
- les zones industrielles.

Développement urbain. Avec l'essor rapide des agglomérations qui s'est produit au siècle passé dans les pays développés et qui touche désormais les pays en développement, des technologies et des aménagements nouveaux ont été introduits. Dans les pays développés, la mise en place de réseaux de distribution de l'eau et d'élimination des eaux usées ont entraîné les conséquences les plus importantes au plan de l'hygiène et de l'environnement: il s'agit, par exemple, de réseaux d'assainissement qui se déversent souvent directement dans les cours d'eau et/ou les lacs et d'autres plans d'eau stagnantes. Au cours du siècle actuel, grâce à l'amélioration des installations d'épuration centralisées et

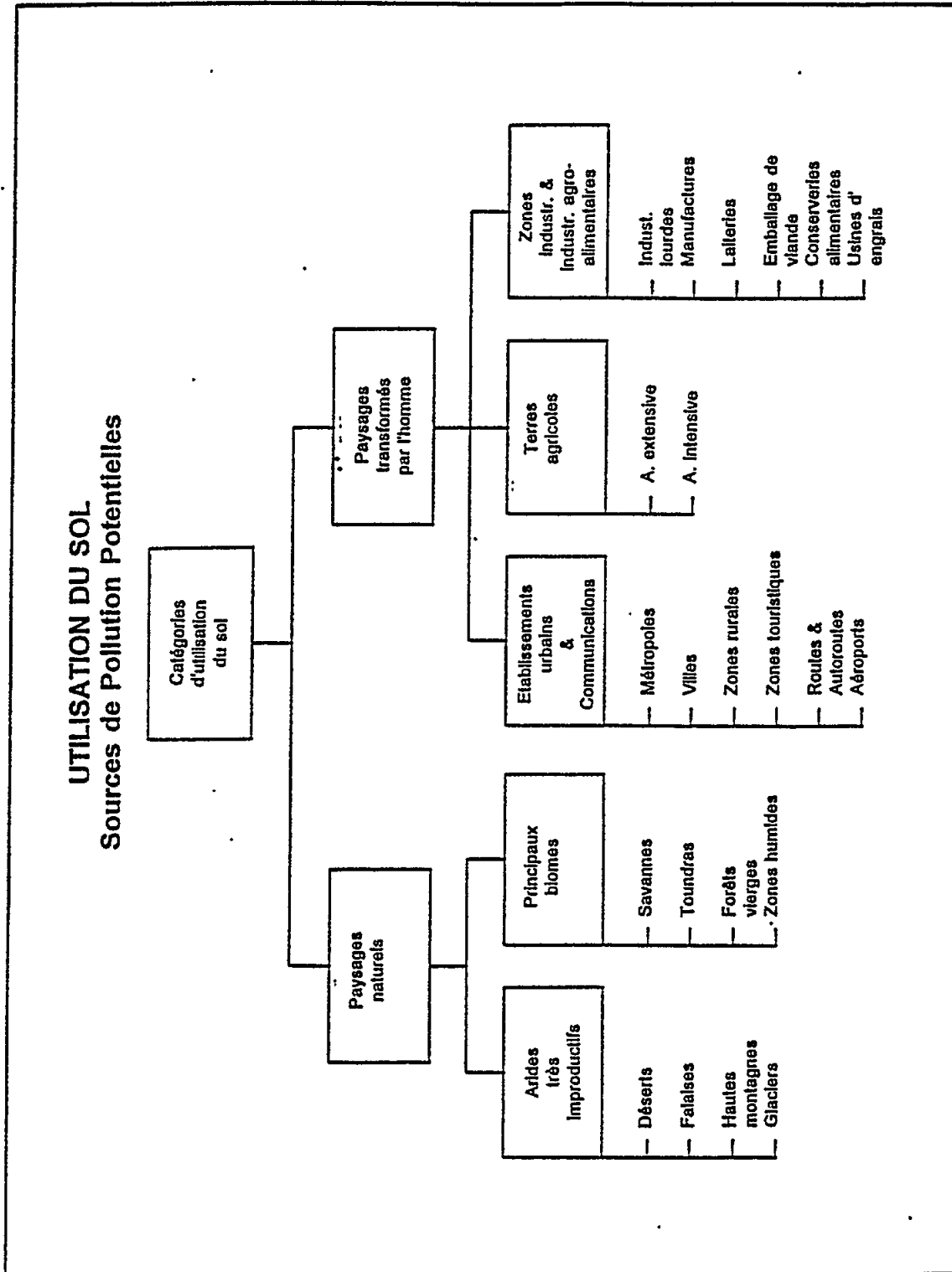


Fig. 2 Utilisation du sol. Sources de pollution potentielles

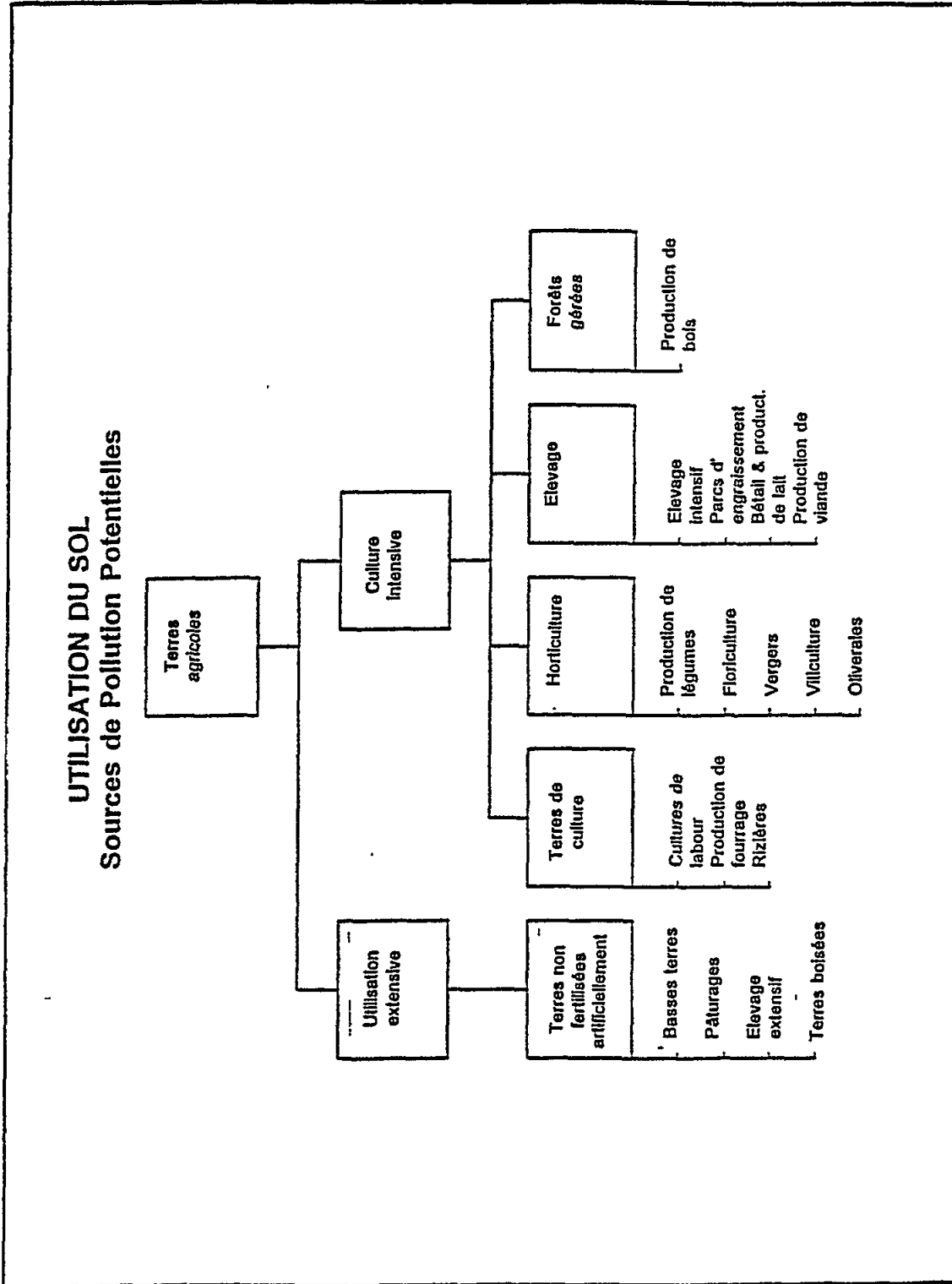


Fig. 3 Utilisation du sol. Sources de pollution potentielles

de traitement secondaire, certains des effets polluants les plus nocifs résultant du rejet d'eaux usées non traitées dans les voies d'eau ont pu être atténués. Pourtant, des eaux usées urbaines n'ayant subi qu'un traitement secondaire contiennent des quantités substantielles de phosphore et d'azote qui sont devenues la principale cause d'eutrophisation au début du siècle. Après la Deuxième Guerre mondiale, avec l'introduction des détergents ménagers et industriels contenant des polyphosphates, le problème s'est encore aggravé. Avec l'adoption du traitement tertiaire des eaux usées et en raison d'une réduction notable de la teneur en polyphosphates des détergents ménagers dans plusieurs pays, l'aggravation du problème a été stoppée ou ralentie lors des dernières décennies. Néanmoins, le traitement secondaire et surtout tertiaire des eaux usées urbaines n'est pas général, en particulier dans les pays riverains de la Méditerranée. C'est pourquoi les eaux usées urbaines demeurent une source majeure responsable de la poursuite de l'eutrophisation des eaux douces et marines.

En plus des rejets directs d'eaux usées insuffisamment traitées, le ruissellement des rues des villes, des grandes routes et des zones rattachées continue à susciter des préoccupations, notamment dans les cas associant des réseaux d'assainissement qui reçoivent à la fois des eaux usées et des eaux de ruissellement urbain. Le traitement efficace en est entravé lorsque le ruissellement, en cas de fortes intempéries, provoque une dilution excessive des eaux usées qui réduit et compromet le bon fonctionnement biodynamique des stations d'épuration.

Exploitations agricoles. En revanche, le rôle respectif des diverses pratiques d'exploitation agricole, en ce qui concerne leurs effets sur l'eutrophisation, est conditionné dans une grande mesure par le caractère intensif ou extensif de ladite exploitation. L'exploitation agricole extensive peut avoir un faible impact sur l'eutrophisation, même si elle comporte de l'élevage. Tant que la capacité d'absorption du sol reste élevée, les exploitations agricoles extensives peuvent remplir le rôle de réservoirs partiels de phosphore et d'azote. Cependant, si cela est vrai pour des zones à faible densité, il peut en aller autrement dans le cas des zones à forte densité. Il s'ensuit qu'il convient d'évaluer les conditions au cas par cas.

L'agriculture intensive, comprenant à la fois des cultures à haut rendement et un élevage à forte densité, peut contribuer considérablement à un apport d'éléments nutritifs occasionnant de l'eutrophisation en raison soit de l'utilisation de fortes quantités d'engrais chimiques soit de la production de grosses quantités de lisier solide et liquide par les animaux de ferme. L'effet net du lisier sur l'eutrophisation est augmenté par les rejets directs provenant des parcs d'engraissement et du lavage des installations d'élevage, et par les pratiques d'épandage du lisier sur des sols à capacité d'absorption réduite, par exemple les sols sableux, riches en terreau ou gelés. En ce qui concerne les engrais chimiques, l'effet net sur l'eutrophisation dépend d'un certain nombre de facteurs, avant tout de la nature chimique et de la formulation de l'engrais utilisé, des quantités utilisées, du mode, de la fréquence et de la période d'épandage, des conditions générales du sol, ainsi que du type de culture pratiqué.

Activités industrielles. Parmi les industries particulièrement préoccupantes en ce qui concerne l'eutrophisation, il y a celles qui sont étroitement associées à des activités agricoles comme les laiteries et usines de produits laitiers; les industries de transformation et de conservation des aliments comme les conserveries, les raffineries de sucre, les brasseries, les distilleries, les abattoirs, etc., tandis que d'autres industries, bien que souvent à l'origine de pollutions importantes, gardent un rapport accessoire rapport avec l'eutrophisation proprement dite. La production industrielle de DBO est généralement un bon indicateur de



l'importance respective des industries à cet égard, mais il y a des exceptions comme les usines d'engrais. Par contre, la contribution des industries pétrolières et pétrochimiques à l'eutrophisation n'est pas bien élucidée, mais, d'après certains indices, les produits pétroliers rejetés dans les milieux aquatiques pourraient stimuler l'eutrophisation sans en constituer une cause majeure.

#### 4.3 Principes de la caractérisation et de l'évaluation des sources

Pour la caractérisation des diverses sources, il convient de prendre en compte plusieurs attributs de celles-ci. Les plus importants sont énumérés à la figure 4. D'autres seront examinés plus loin.

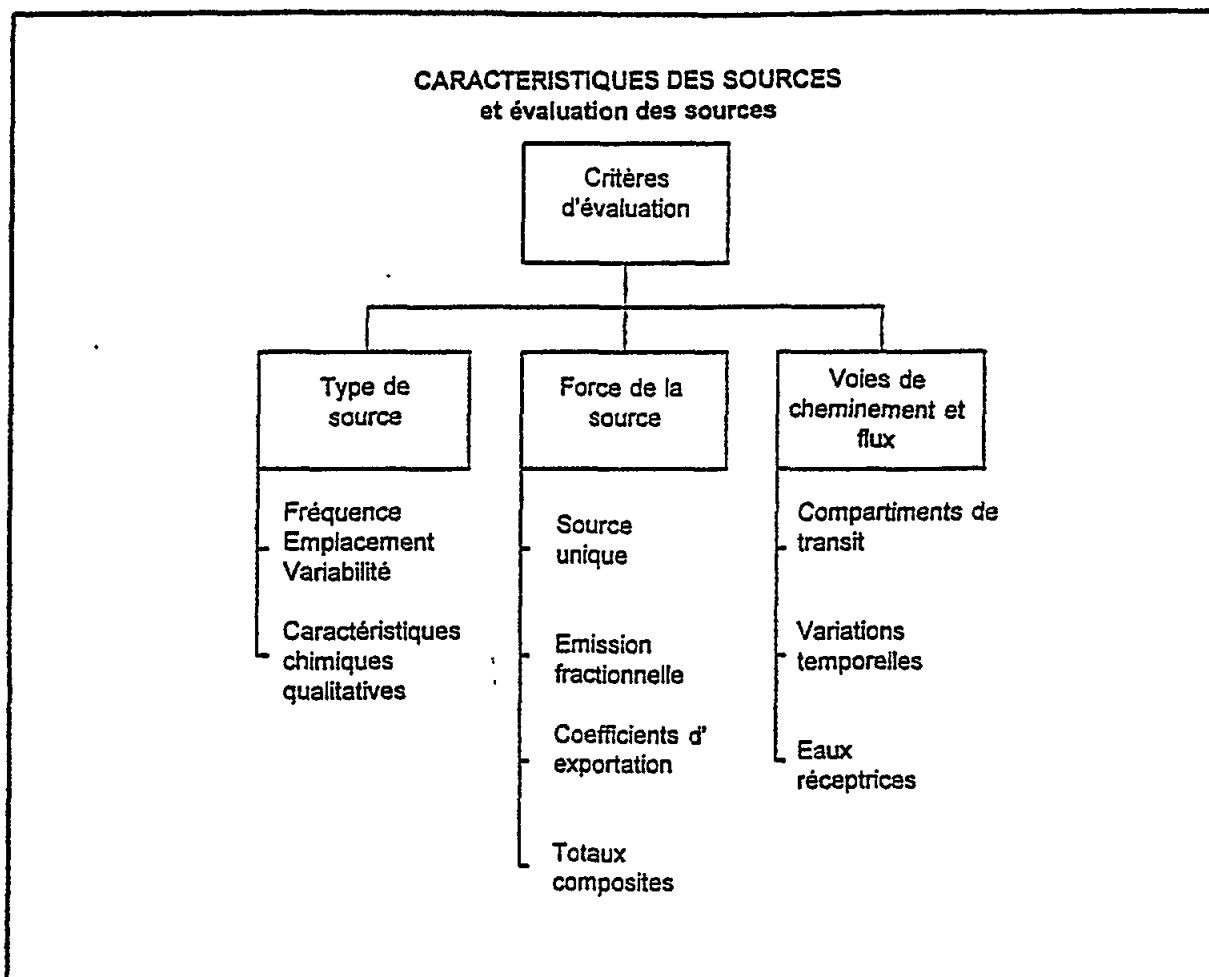


Fig. 4 Caractéristiques des sources et évaluation des sources

##### 4.3.1 Types de source

Les types de source seront examinés ci-dessous de manière assez détaillée. La grande distinction à opérer, en rapport avec la caractérisation, est celles des sources ponctuelles et des sources diffuses. Les sources ponctuelles sont généralement bien

définissables au plan qualitatif et quantitatif, alors que la caractérisation respective des sources diffuses est souvent difficile.

Fréquence, localisation, variabilité: au sein des deux catégories, le poids des diverses sources uniques dépend de la fréquence, des modalités de répartition, c'est-à-dire de leur localisation dans le bassin, et de leur régularité ou irrégularité d'émission. Les sources distribuées de manière espacée le long d'un réseau hydrographique peuvent revêtir une importance moindre que les sources concentrées en quelques points critiques; de même, les sources situées à distance d'un bassin hydrographique peuvent avoir une portée moindre que les sources d'une force comparable situées près d'eaux réceptrices vulnérables. L'émission moyenne de certaines sources (par ex., rejets d'égouts municipaux, certaines industries) peut rester relativement constante sur des périodes plus longues, bien que les modalités du rejet à plus court terme (cycle de 24 heures; période de 7 jours) puissent varier considérablement. Mais dans les zones de séjour touristique, les rejets municipaux peuvent également varier de manière saisonnière, selon l'ampleur des fluctuations du nombre de touristes. Des sources diffuses peuvent aussi enregistrer des variations saisonnières, comme par ex. le lavage de terres agricoles lors du mélange, au printemps, de lisier épandu sur un sol neigeux ou gelé; les entraînements d'azote et de phosphore par l'atmosphère dépendent du régime des précipitations, etc.

Caractéristiques chimiques qualitatives: non seulement sont importantes les quantités totales de phosphore et d'azote émises par les diverses sources, mais aussi les formes chimiques, et leur répartition respective dans les effluents. Ces facteurs varient notablement d'une source à l'autre. Il convient avant tout d'opérer une distinction entre les formes inorganiques et organiques d'azote et de phosphore, mais cette distinction n'est pas suffisante. Selon la nature de la source, l'un ou l'autre élément peut être présent sous diverses formes de composés moléculaires ou colloïdaux dissous, ou sous forme de matières particulaires inorganiques ou organiques. En outre, une certaine fraction du phosphore et de l'azote peut être fixée par adsorption sur des particules minérales et/ou organiques.

Cette grande diversité engendre certaines difficultés d'analyse, puisqu'on ne connaît généralement pas dans quelle mesure les divers constituants ont des incidences sur l'eutrophisation. C'est pourquoi la mesure dans laquelle il convient d'affiner les analyses et de prendre en compte les divers constituants reste affaire de jugement. Un cas typique est celui du phosphore présent sous forme d'hydroxy-apatite dans la charge de turbidité due à l'érosion des cours d'eau; dans certains bassins hydrographiques, la turbidité due à l'érosion peut être constituée d'une fraction dominante de la charge en phosphore total. En ce qui concerne les composés, leur importance respective dépend du degré auquel ces composés sont facilement hydrolysés et/ou métabolisés par voie microbiologique, ou s'ils sont chimiquement et/ou biologiquement inertes, c'est-à-dire réfractaires.

Cependant, pour ce qui est de l'approche pratique à la question ci-dessus, une brève récapitulation des analyses concernant l'azote et le phosphore est donnée à la figure 5. Ce schéma, défini au plan opérationnel, suffit d'ordinaire aux fins de l'évaluation et du contrôle de routine, et il comporte en pratique la détermination de quelques constituants, habituellement les nitrates, nitrites, ammoniacque et orthophosphates, le total filtré et non filtré de l'azote et du phosphore, tandis que les fractions organique et particulaire sont estimées par différence. Les stades de l'hydrolyse sont souvent omis.

#### 4.3.2 Force de la source

On entend par force de la source la quantité totale de phosphore et d'azote potentiellement disponible par unité de temps à partir de toute source donnée (par ex., en

kg/jour). Cette valeur n'est pas à confondre avec l'émission de la source. Par ex., la quantité de phosphore et d'azote produite par jour dans les fèces par une vache de 250 kg, déterminée dans des conditions d'élevage contrôlées, est assez constante, mais la quantité de phosphore et d'azote rejetées dans les voies d'eau par un troupeau de vaches peut varier en fonction des conditions de fourrage, de la composition en âges, du milieu d'élevage, des pratiques zootechniques, etc. De la même façon, la quantité unitaire d'un engrais azoté épandu sur des terres agricoles représente la force unitaire de la source, mais la quantité perdue dans les diverses terres agricoles dépend de toute une série de facteurs, comme la nature et la composition chimiques exactes de l'engrais utilisé, les propriétés du sol, les conditions de pente et de drainage, la culture pratiquée, etc. Par conséquent, pour évaluer l'importance respective de toutes les sources d'azote et de phosphore, il convient d'évaluer chaque source séparément et de déterminer son émission fractionnelle. Le total composite est alors obtenu en faisant la somme. Consulter par ex. à ce sujet Vollenweider (1968), Porter (1975).

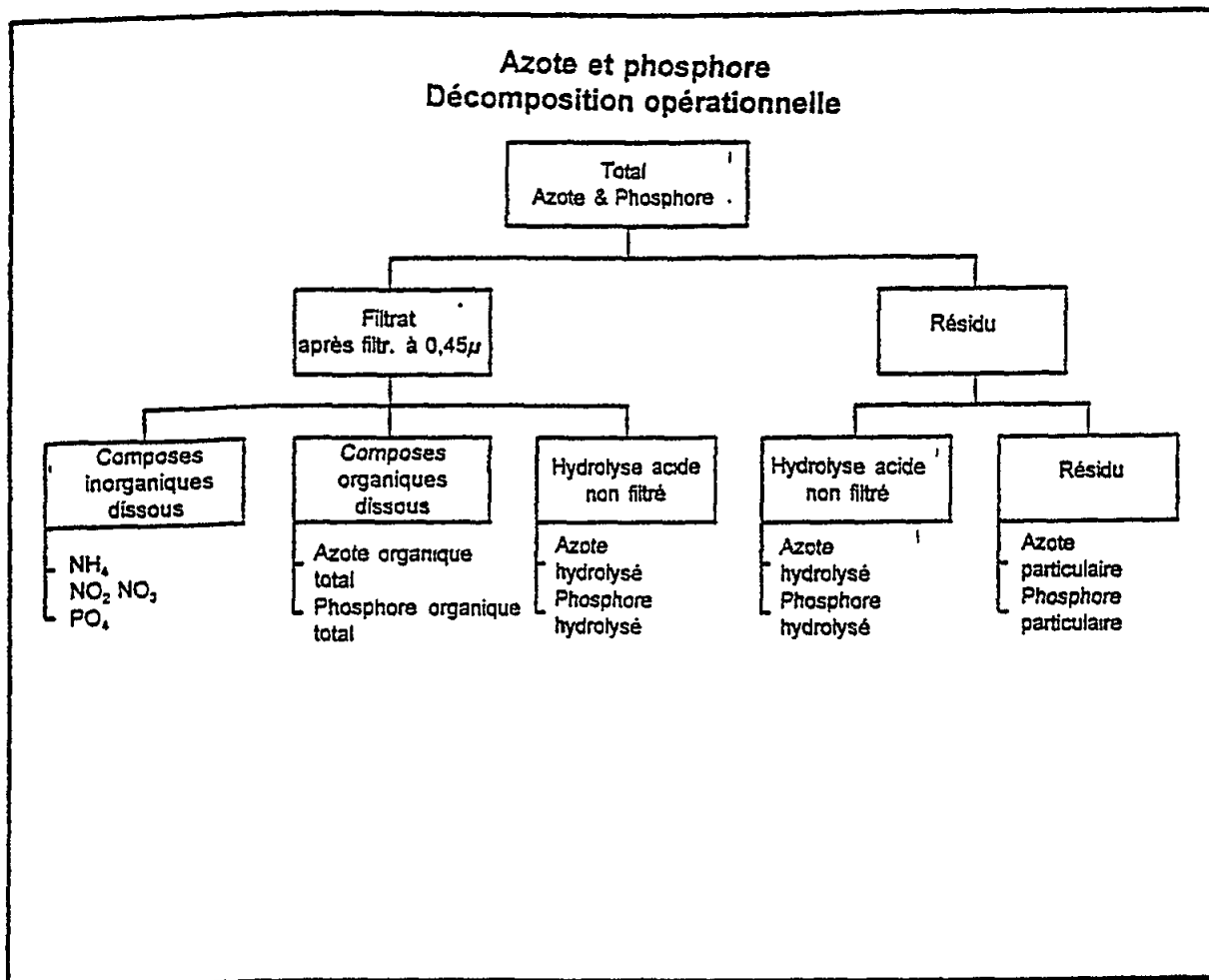


Fig. 5 Azote et phosphore, décomposition opérationnelle

En pratique, l'évaluation complète de la source pour chaque cas et bassin hydrographique distincts est une tâche laborieuse, et l'on ne peut éviter quelques raccourcis. L'évaluation des sources ponctuelles au point de déversement (en général les conduites de rejet) est d'ordinaire une opération directe à condition de tenir dûment compte des variations des rejets de la source avec le temps. Les quantités peuvent être exprimées par exemple en

kg/jour, t/année, etc., mais il peut être souhaitable dans certains cas de rapporter les quantités à certaines unités, ce qui donnera par ex. des kg/habitant/an. Les sources diffuses ne peuvent être mesurées directement mais être évaluées indirectement. Cela est possible si les conditions du bassin sont suffisamment connues, et l'expérience tirée d'études pilotes ou de sous-bassins bien sélectionnés peut légitimement être transférée et/ou étendue à l'ensemble du bassin en question. Pour les sources diffuses, l'émission de source unitaire est souvent exprimée en termes de coefficients d'exportation, par ex. en kg/ha/an. Les coefficients d'exportation sont estimés expérimentalement sur des sous-bassins convenablement choisis et d'après l'analyse soigneuse de la charge d'éléments nutritifs exportée à une station fluviale calibrée.

Le tableau 1 donne quelques idées de l'ampleur et des variations de ces coefficients d'exportation obtenus sur quelque 40 bassins agricoles d'Europe et d'Amérique du Nord. Des valeurs très supérieures aux moyennes ont été obtenues pour les terres fortement fertilisées.

Tableau 1

Coefficients d'exportation pour le phosphore et l'azote provenant des zones agricoles, en kg/ha/an

	Moyenne	ET	No	Moy. géométrique		±1 ET		±2 ET
Phosphore:								
USA/Canada	0,26	0,29	15	0,15	0,43	0,05		
Europe	0,45	0,58	11	0,21	0,79	0,06		
Ensemble	0,34	0,45	26	0,17	0,57	0,05	1,89	0,02
						Max/Min	2,14	0,01
Azote:								
USA/Canada	23,32	34,59	17	10,17	34,64	2,98		
Europe	13,11	11,35	25	6,84	30,21	1,55		
Ensemble	17,39	24,52	42	8,08	32,62	2,00	131,8	0,50
						Max/Min	120	0,10

Le tableau 2 résume les données concernant les coefficients d'exportation intégraux par bassin pour quelques bassins hydrographiques de la Méditerranée. Les coefficients d'exportation de ce type rendent compte de l'émission composite de toutes les sources, sources ponctuelles et diffuses incluses, et des facteurs de perte possible (cf. ci-dessous). Les données indiquent que si les coefficients d'exportation intégraux moyens pour l'azote sont comparables en grandeur à ceux obtenus pour les terres agricoles, ceux du phosphore sont approximativement supérieurs d'un demi-ordre de grandeur. Les valeurs d'exportation de ce type sont comparables à celles relevées en Amérique du Nord. Pour plus de 900 bassins versants des Etats-Unis, on fait état d'une perte moyenne de 954 kg/km<sup>2</sup>/an (Omerik, 1977); selon Reckhow *et al.* (1980), les pertes de phosphore se montent à 300 kg/km<sup>2</sup>/an dans les zones d'agriculture intensive, se situent entre 40 et 170 kg dans les zones d'agriculture intensive moyenne, tandis que dans les autres zones les pertes peuvent baisser à 10 kg/km<sup>2</sup>/an. Les implications de ces chiffres seront examinées plus loin.

Tableau 2

Coefficients d'exportation concernant les bassins fluviaux italiens,  
les bassins du Rhône et de l'Ebre

Fluve	longueur km	Drainage km <sup>2</sup>	Rejet ckm/an	Azote 1000 t/an (N-NO <sub>3</sub> ) N total	Phosphore 100 t/an (P-PO <sub>4</sub> ) P total	Coef.exp. Azote t/km <sup>2</sup> /an	Coef.exp. Phosphore t/km <sup>2</sup> /an	
Pô	652	69.974	46,4	(66,7)	(10,9)	0,953	0,156	
				81,7	10,7	1,168	0,153	
				110,0	13,0	1,572	0,186	
minimum					7,5	0,107		
maximum					19,5	0,279		
Adige	410	12.200	7	(6,6)	(0,4)	0,541	0,033	
				7,7	1,3	0,631	0,107	
				13,0	1,2	1,066	0,098	
Tibre	405	17.169	7,2	(9,9)	(3,5)	0,577	0,204	
				20,2	3,2	1,177	0,186	
Arno	241	8.247	2,05	(2,5)	(1,0)	0,303	0,121	
				4,6	1,8	0,558	0,218	
16 bassins au sud du Pô		12.571		30	2,2	2,386	0,172	
						Total	1,230	0,167
						Moyenne ±ET	0,677	0,059
		Moyenne ±ET		Mineral	0,594	0,129		
					0,269	0,072		
Rhône	812	99.000	67,9	(54,4)	(12,0)	0,549	0,121	
Ebro	930	(110.000)	12,4	(ca 34)	(ca 9?)	(<0,34)	(<0,1)	
Sources: Pettine <u>et al.</u> , 1985; Provini <u>et al.</u> , 1992 Marchetti et Verna, 1992 Kempe, 1985 World Resources 1988-89 Note: Azote total Pettine = Azote inorganique total								
Autres fleuves	Estimations d'export:							
	km	km <sup>2</sup> 1)	ckm/an	N-NO <sub>3</sub>	P-PO <sub>4</sub>	t/km <sup>2</sup> /an N-NO <sub>3</sub>	t/km <sup>2</sup> /an P-PO <sub>4</sub>	
Seine	776	(100.100)	8,7	36,7	1,6	0,367	0,016	
Loire	1010	120.500	33,7	78,5	3,5	0,651	0,029	
Garonne	650	(83.850)	19,2	28,7	1,7	0,342	0,020	
Rhône	812	99.000	67,9	54,4	12,0	0,549	0,121	
France					Moy->	0,477	0,047	
Rhin 1	1326	175.400	69,7	200,0	17,4	1,140	0,099	
Rhin 2	1326	175.400	79,0	250,0	25,0	1,425	0,143	
Rhin Hellman		175.400	68,6	Total P->	50,6		0,288	
Weser	502	(64.760)	8,5	38,0	5,4	0,587	0,083	
					Moy->	1,051	0,108	
Weser+Ems+Elbe		(262.280)		Total P->	38		0,145	
Allemagne ouest		248.678		Total P->	111		0,446	
Remarques: (superficie estimée d'après la longueur du fleuve) 1 Rhin 1963-78 2 Rhin 1978 Sources: Kempe, 1985; Bernhardt, 1978/ World Resources, 1988-89								

#### 4.3.3 Voies de cheminement et flux

Il s'agit ici d'un autre aspect de l'évaluation de la source composite qui tient compte, pour le phosphore et l'azote, des modalités et de l'importance du flux à travers diverses voies de cheminement et divers compartiments dans l'ensemble de la Méditerranée. Dans le contexte du présent rapport, le terme de "compartiment" est pris dans deux acceptions: (a) la somme des sources distinctes ayant des caractéristiques essentiellement similaires (par ex. tous les égouts domestiques qui composent le compartiment "rejets domestiques"; la somme des rejets de l'élevage d'un certain type (par ex., porcin); (b) les pools de transformation intégrés dans des voies de cheminement particulières (par ex., stations d'épuration; industries de transformation alimentaire; etc.). Le dénominateur commun à l'ensemble des divers compartiments est qu'ils possèdent une ou plusieurs entrées et sorties (flux) distinctes que l'on peut mesurer ou estimer valablement. Dans l'ensemble, les flux et compartiments qui appartiennent à un bassin constituent un système de voies d'entrées-sorties entrelacées où certains compartiments peuvent jouer le rôle de sources ou de réservoirs de phosphore et d'azote. Des réservoirs types en sont les sols dans lesquels une fraction substantielle du phosphore et de l'azote qui y afflue est retenue par des processus de liaison physico-chimique et/ou de transformation biologique telle que la fixation par les cultures ou, s'agissant de l'azote, par des processus de dénitrification.

Les voies de cheminement et l'importance des flux peuvent présenter des variations temporelles selon les variations et modifications des entrées-sorties. Du point de vue de l'eutrophisation, l'aspect le plus important à prendre en compte comprend la quantité, la localisation et la répartition dans le temps de la fraction de la charge totale qui échoue dans les eaux réceptrices (cours d'eau, lacs, littoral, etc.).

Pour établir un bilan complet, il est nécessaire d'évaluer également le total des importations et exportations d'azote et de phosphore au sein et à l'extérieur d'un réseau hydrographique, d'autant que cela est rarement effectué en raison des nombreuses difficultés rencontrées pour obtenir les données brutes indispensables. Un exemple précis en sera présenté plus loin.

#### 4.4 Pratique de l'évaluation et de l'inventaire des sources

Si ce qui précède résume les principes généraux qu'il convient de prendre en considération lors de l'évaluation des sources d'éléments nutritifs, la pratique d'établir un inventaire complet de la charge en éléments nutritifs en vue de la gestion de ladite charge s'effectue normalement en suivant le schéma ci-après:

- A) selon l'origine
  - a. naturelle
  - b. établissements humains
  - c. élevage
  - d. engrais
  - e. sous-produits industriels
  
- B) selon le type
  - f. inorganique (polyphosphates des détergents, par ex.)
  - g. organique
  
- C) selon les modalités de perte ou de rejet
  - h. ruissellement de surface, lessivage et érosion
  - i. eaux usées

- j. rejets industriels
  - k. perte due au vent
- D) selon les catégories générales
- l. sources ponctuelles
  - m. sources diffuses
- E) selon la capacité de maîtrise
- n. d'un point de vue théorique
  - o. d'un point de vue économique/stratégique.

Ces aspects et les divers autres aspects examinés aux paragraphes précédents sont ordonnés d'un point de vue pratique à la figure 6 et peuvent servir de base à l'organisation de la collecte des données nécessaires. Dans ce schéma, l'accent est mis sur la capacité de maîtrise. Comme on l'a déjà mentionné, les sources ponctuelles sont généralement plus faciles à maîtriser que les sources diffuses, mais la proportion d'éléments nutritifs émanant respectivement de sources ponctuelles et de sources diffuses varie normalement selon qu'on a affaire au phosphore ou à l'azote. L'expérience accumulée au cours des dernières décennies enseigne que, dans la plupart des cas d'eutrophisation d'origine anthropique, 50% ou plus du phosphore provient de sources ponctuelles, alors que c'est l'inverse pour l'azote. Il y a manifestement des exceptions à cette règle. Les variations approximatives des taux de contribution des sources pour toute une série de situations réelles sont données sur le tableau 3.

Azote et phosphore provenant des foyers domestiques, des établissements humains et des industries. Pour l'azote et le phosphore, les coefficients de défécation par habitant d'une population ayant un régime alimentaire varié ont été estimés à 12 et 1,5 g/jour, ou à 4,4 et 0,54 kg/an, respectivement (cf. Bucksteeg, 1966). Ces chiffres peuvent varier légèrement selon le régime alimentaire, mais, dans l'ensemble, ils sont assez représentatifs d'un segment important de la population humaine. La contribution des polyphosphates des détergents ménagers a enregistré une hausse spectaculaire au cours des trois dernières décennies. Alors que, dans les années 1960, la contribution par habitant du phosphore provenant des détergents ménagers a atteint des valeurs doubles ou triples de la valeur métabolique chez l'homme, les valeurs actuelles sont généralement beaucoup plus faibles en raison de la nouvelle formulation des lessives, due en partie à des mesures législatives adoptées par les pays, et en partie à la réévaluation industrielle de ces formulations. Toutefois, la teneur en polyphosphates des détergents ménagers varie grandement d'un pays à l'autre. Par contre, leur teneur dans les détergents industriels reste généralement encore élevée.

Les contributions de l'azote et du phosphore provenant du ruissellement urbain, des rues et des grandes routes, ainsi que les contributions industrielles, sont difficiles à évaluer en raison du manque d'études pertinentes. Selon des estimations grossières, elles représenteraient des quotas égaux à 10% des contributions de la population.

Engrais chimiques. Les estimations des engrais épandus sur les terres de culture varient selon les types de culture, les régions et les pays, comme pour l'élevage. L'épandage d'engrais sur les terres cultivées varie à l'heure actuelle, par pays, de 0 à quelque 800 kg/ha (cf. tableau 8). Si les quotas ont tendance à se stabiliser dans les pays qui ont utilisé pendant un certain temps des quantités supérieures, ils augmentent encore dans les pays où le recours aux engrais était généralement plus faible. S'agissant des fractions de perte, quelques chiffres concernant l'exportation générale ont été donnés plus haut.

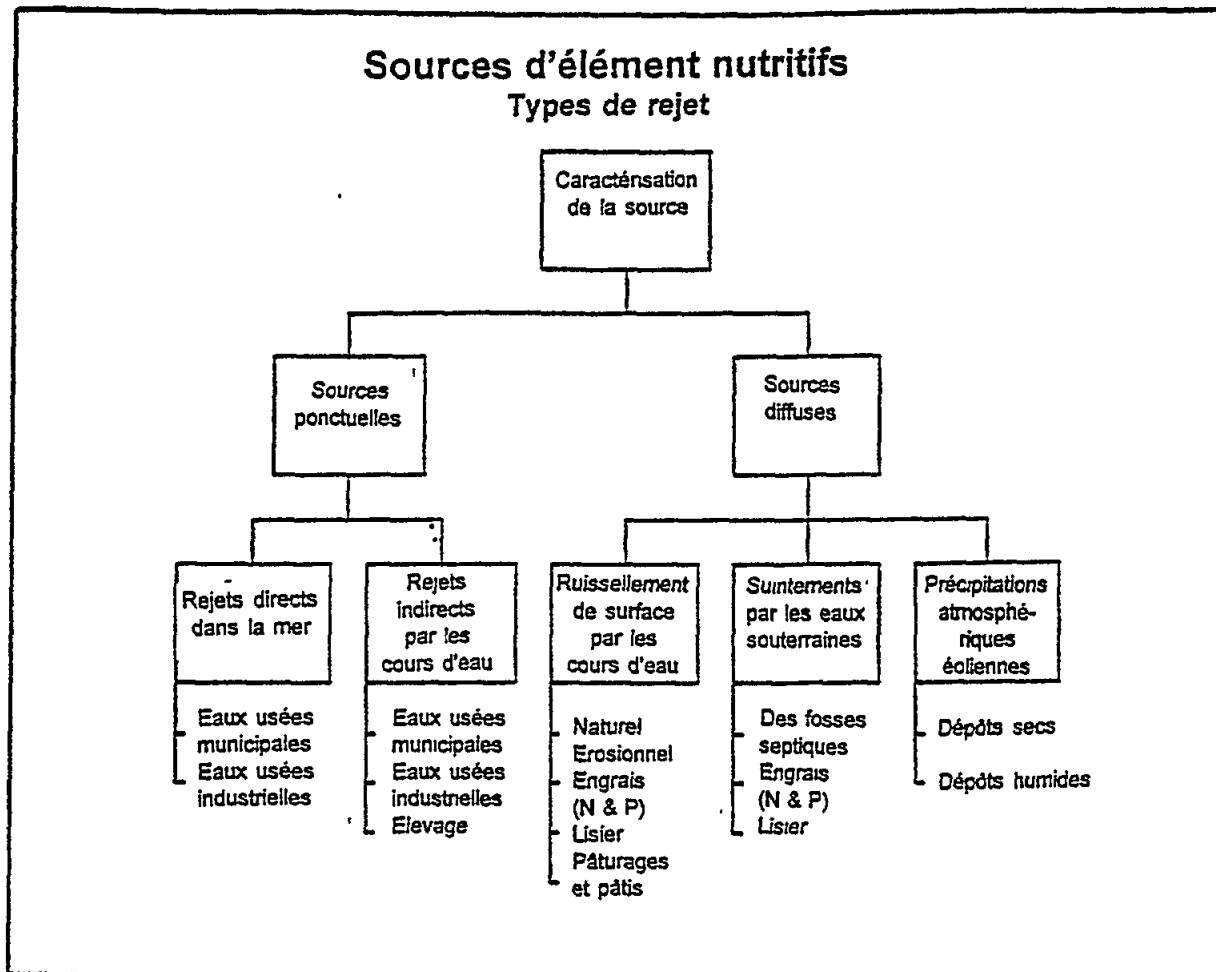


Fig. 6 Sources d'éléments nutritifs. Types de rejet

La déperdition de phosphore et d'azote dans les eaux de surface et les eaux souterraines se produit par le lavage superficiel, l'érosion superficielle et la percolation. La distinction entre ces voies de transfert est importante, mais il est dans l'ensemble correct de conclure que la perte de phosphore provenant des engrais chimiques est notablement inférieure à celle de l'azote, et que, par conséquent, l'azote provenant de l'épandage agricole peut contribuer dans une large mesure à l'eutrophisation, notamment au printemps quand les concentrations des eaux de mer en nitrates sont élevées et qu'il s'y produit des proliférations de diatomées.

Le phosphore est en majeure partie perdu par le lessivage et l'érosion de surface; les pertes par percolation dans les eaux souterraines sont minimales en raison de la capacité de fixation généralement élevée du phosphate (la principale forme du phosphore dans les engrais) dans les sols agricoles. Mais en ce qui concerne l'azote, il importe de considérer sous quelle forme celui-ci est épandu sur les sols. Alors que la fixation chimique de



l'ammoniaque et de l'urée est plutôt compliquée dans les sols, les nitrates possèdent une mobilité élevée, et des fractions substantielles peuvent être entraînées par lessivage dans les eaux souterraines. L'accumulation des nitrates dans les eaux souterraines et phréatiques du bas de la vallée du Pô est une situation fâcheuse qui, outre qu'elle est un facteur d'eutrophisation, pose problème en matière de sécurité de l'eau de boisson. Néanmoins, ce problème n'a pas encore atteint un point critique.

Tableau 3

Origine anthropique des charges d'azote et de phosphore

	Azote %	Phosphore %
<u>Eaux usées urbaines:</u>	20 - 40	40 - 60 - (80)
<u>Industries agro-alimentaires:</u> Production agricole et utilisation d'engrais Elevage Transformation des aliments	40 - 60 - (80)	20 - 40
<u>Divers:</u> Industries, Ruissellement urbain Atmosphérique Précipitations	10 - 20	<10 - 20
<u>Naturelle:</u>	<10 - 20	<5 - 10

Elevage. L'élevage animal est susceptible de contribuer dans une forte mesure à la charge d'azote et de phosphore de nombreux milieux (Porter, 1975). Le lisier est une source d'ammoniaque et d'urée, mais notamment aussi de phosphore mobile dans les conditions d'élevage intensif, quand le lisier liquide est plus ou moins directement entraîné par lessivage dans les eaux de surface. D'après la synthèse de Vollenweider (1968), les quantités d'azote et de phosphore produites par le bétail, exprimées par rapport au poids vivant, varient considérablement d'une espèce à l'autre. Les vaches et les porcs produisent environ 150 kg N/1000 kg de poids vivant par an, les chèvres et moutons environ 120 à 130 kg, et la volaille environ 85 kg. Les cochons produisent le plus de phosphore, à raison d'environ 45 kg/1000 kg de poids vivant par an, suivis par les poules avec environ 30 kg, les chèvres et moutons avec 20 kg (Miller, 1955). Des valeurs légèrement différentes, mais du même ordre de grandeur, sont communiquées par l'ASAE (1979).

Dans les pays européens à l'élevage intensif, la production d'azote et de phosphore par le bétail, rapportée à la population humaine, varie d'un facteur de 6 à 16 avec une moyenne de 8 pour l'azote, et de 5 à 11 avec une moyenne de 11 pour le phosphore. Par conséquent, la force de la source totale d'azote et de phosphore est grosso modo 10 fois supérieure à celle de la population humaine. Ces quantités élevées contenues dans le lisier sont heureusement le plus souvent dispersées sur le sol. Une certaine fraction d'entre elles sera lessivée dans les eaux de surface et les eaux souterraines. Selon les conditions locales, le facteur de perte en pourcentage est normalement de l'ordre de 10 à 25 % pour l'azote, et de 1 à 5% pour le phosphore. D'après les études menées par Chiaudani et al. (1978) et Marchetti (1987), la contribution respective de l'azote provenant de l'élevage en Italie tournerait autour de 5-6 % de l'ensemble des sources, et celle du phosphore autour de 14

%, ce qui ferait de l'élevage la troisième source en importance. Les pays pratiquant un élevage intensif (chèvres et moutons, par ex.), comme dans le cas des divers pays semi-arides de Méditerranée, devraient probablement obtenir des taux de perte plus faibles.

Dépôt éolien. Cet argument ne sera pas traité ici, mais on abordera ultérieurement les vitesses de dépôt en mer (cf. 4.5(d)).

Une situation modèle. Pour réunir les morceaux du puzzle, un modèle a été conçu pour un paysage moyen avec une densité de population d'environ 150 habitants/km carré et une répartition correspondante des occupations du sol (cultures et utilisation d'engrais, élevage, etc.) qui est typique d'une telle situation. On a admis que les polyphosphates des détergents représentaient 50% de la valeur de phosphore par habitant. Pour les conditions prévalantes de teneur maximale en polyphosphates des détergents au cours de la période allant de 1960 à 1975 environ, cette valeur était sous-estimée, mais elle concorde présentement mieux avec les récentes formulations de détergents et l'utilisation de détergents exempts de polyphosphates.

Parmi les modifications qui rendent le modèle plus proche de la réalité, il y a la notion d'une rétention fractionnelle de 25% d'azote et de phosphore dans les stations d'épuration ou en raison de l'élimination dans le sol à partir des fosses septiques, mais les réductions supplémentaires obtenues aujourd'hui par les traitements tertiaires ne sont pas prises en compte. Quant aux pertes à partir des sources diffuses, on admet un taux minimum de 10% et de 1% pour l'azote et le phosphore, et des taux maximaux correspondants de 25% et 5%, respectivement. Par conséquent, le résultat du modèle ne donne pas une valeur fixe mais la fourchette dans laquelle on peut s'attendre à ce que se situent les valeurs réelles. Comme le montre le tableau 4, les quantités approximatives exportées d'une superficie de 1 kilomètre carré devraient se situer, dans des conditions moyennes, entre 1000 et 3000 kg/an pour l'azote, et entre 130 et 250 kg/an pour le phosphore. La répartition de ces quotas d'exportation montre aussi que la contribution relative de l'azote provenant de sources ponctuelles est généralement inférieure à 50-60% du total, alors que c'est l'inverse qui devrait être vrai pour le phosphore.

Application aux conditions méditerranéennes. Dans quelle mesure ces estimations sont-elles corroborées par les valeurs effectivement mesurées et peut-on les appliquer aux pays méditerranéens? L'Italie est le seul pays méditerranéen qui ait adapté et perfectionné la méthode mise au point à l'origine par Vollenweider (1968) pour les estimations de charge. Il s'ensuit que l'évaluation ci-après, qui peut servir de guide, repose grandement sur l'expérience italienne.

A l'origine, le modèle était conçu pour répondre aux conditions typiques de l'Europe centrale, et dans ce cas les prévisions concordent parfaitement avec les mesures effectives. Pour trois bassins hydrographiques de l'Allemagne (Mohnethal, Briggethal et Wahnachtal) avec une densité de population variant de 120 à 200/km<sup>2</sup> environ, il a été communiqué des exportations d'azote de 1500 à 2500 kg/km<sup>2</sup>, et des exportations de phosphore de 70 à 290 kg/km<sup>2</sup>. Moyennant un léger ajustement du modèle aux conditions de l'Emilie-Romagne, on a estimé l'exportation d'azote et de phosphore provenant des 4 provinces de Bologne, Ferrare, Ravenne et Forli (11.104 km<sup>2</sup>; 2,27 millions d'habitants, 204 ht/km<sup>2</sup>, 1975) à des valeurs comprises entre 18.000 et 31.000 t N/an, et entre 1.900 et 2.800 t P/an, respectivement, autour de l'année 1975 (Vollenweider, 1977). Ces chiffres sont corroborés par les données d'études détaillées plus récentes menées par Marchetti et Verna (1992) sur les 16 bassins versants de cette région, ces auteurs ayant estimé les exportations d'azote et de phosphore provenant d'une superficie de 12.571 km<sup>2</sup> à 30.000 et 2.200 t/an, soit 2.386 et 172 kg/km<sup>2</sup>, respectivement (cf. tableau 2).

Tableau 4

Exportations estimatives d'azote et de phosphore d'après une zone modèle européenne représentative

Postulats du modèle: 150 hs/km <sup>2</sup> 20% zones urbaines et terres en friche 20% forêts 30% terres arables (engrais épandus: 80 kg N & 30 kg P/ha) 30% herbages, pâturages et élevage (Excréments élevage/humains: N=8:1; P=11:1)					
Sources principales:		Azote		Phosphore	
kg/km <sup>2</sup>					
A) Eaux usées et ruissellement urbain					
- d'origine anthropique	660	660	80	80	
- détergents	-	-	40	40	
- grandes routes	66	66	8	8	
- industriels	66	66	8	8	
Total élément A)	792	792	136	136	
B) Ruissellement	a)	b)	c)	d)	
- des forêts	50	250	5	25	
- des terres arables *	120	600	9	45	
- de pâturages et herbages **	265	1320	9	45	
Total élément B)	435	2170	23	115	
Total A) + B)	1227	2962	159	251	
% A) sur le total	65%	27%	86%	54%	
Total A)** + B)	1062	2797	129	221	
% A) sur le total	59%	22%	82%	48%	

\* Coefficients d'exportation retenus pour l'épandage des terres:  
a) = 5%, b) = 25%, c) = 1%, d) = 5% du total des engrais et lisier épandus sur les terres arables, les pâturages et les herbages

\*\* En admettant en plus 25% d'éléments nutritifs d'origine domestique dans les stations d'épuration et/ou le dépôt sur les terres

Ces résultats confirment l'applicabilité théorique du modèle, à condition de l'ajuster correctement à la situation particulière qui est étudiée. Dans le cas ci-dessus, le modèle a fourni l'intervalle correct en raison de plusieurs facteurs concordants, à savoir la densité de population approximative de 200 ht/km<sup>2</sup>, le taux d'engrais épandus (100-150 kg N/ha/an; 20-30 kg P/ha/an; Rossi et al., 1992), et le type et le niveau d'élevage similaires à ceux retenus dans le modèle.

Les valeurs effectives d'exportation concernant l'ensemble du bassin du Pô (cf. tableau 2) sont plutôt faibles par rapport aux prévisions du modèle, notamment pour l'azote. On peut l'expliquer par plusieurs raisons: conditions climatiques, orographiques et édaphiques, occupations du sol, cultures pratiquées. etc., et, non la moindre, les dimensions

relatives du bassin. Si la moyenne des 16 bassins situés au sud du Pô et étudiés par Marchetti et Verna (1992) est d'environ 800 km<sup>2</sup>, la vallée du Pô a une extension d'environ 70.000 km<sup>2</sup> dont une grande proportion (50-60% environ) constitue la plaine du Pô. Sur les côtés ouest et nord, la plaine du Pô est bordée par les Alpes, sur le côté sud par les Apennins, avec de part et d'autre des vallées encaissées. Entre Turin, au km 122, et la clôture du bassin au km 572, la pente moyenne du fleuve est d'environ 0,5 m/km. Au delà de ce point, le fleuve est endigué et ne reçoit plus d'autre affluent jusqu'à ce qu'il se jette dans la mer à environ 80 km en aval. La voie de transport des cours d'eau du sud-est, qui prennent naissance dans les Apennins et se jettent directement dans la mer, est relativement courte par rapport à celle du Pô. Ces différences des conditions orographiques et hydrographiques conditionnent un certain nombre de facteurs: vitesse d'écoulement du cours d'eau déterminant l'intensité de l'érosion et modalités d'érosion-accrétion des sédiments, charge totale due à l'érosion, temps de séjour des cours d'eau entre leur source et leur embouchure, etc. Le temps de séjour des eaux dans le lit fluvial peut retentir sur la dénitrification, ce qui, s'ajoutant à l'agriculture intensive, peut entraîner notamment des coefficients plus élevés d'exportation d'azote des bassins inférieurs par comparaison avec ceux de l'ensemble du Pô. Inversement, l'exportation de phosphore n'est pas modifiée par les déperditions gazeuses dans l'atmosphère, mais le phosphore peut s'accumuler dans les sédiments des cours d'eau. Une fraction substantielle de la charge en phosphore total dans les cours d'eau est liée aux matières en suspension de ceux-ci (jusqu'à 98%, Santiago, 1991; Thomas et al., 1991; Barbanti et al., 1992a; 1992b; Santiago et al., 1992) et ces matières sont à leur tour soumises à la sédimentation durant les périodes de faible débit, et à la remise en suspension et au lavage durant les périodes de fort débit.

S'agissant du comportement de sources diffuses isolées, la situation est assez compliquée. Rossi et al. (1991, 1992) ont étudié la contribution de l'azote et du phosphore provenant d'engrais chimiques utilisés dans des zones agricoles bien drainées en choisissant 5 champs pilotes situés dans la plaine inférieure du Pô, lesquels reçoivent rarement du lisier de l'élevage. La libération d'azote dans les eaux de drainage enregistre une évolution caractéristique avec le temps: les concentrations en azote dans les eaux de drainage souterraines sont élevées (de 40 à environ 90 g N/m<sup>3</sup>) au cours de l'hiver et printemps - jusqu'au mois de juin environ -, selon les années, puis accuse une chute à des valeurs très faibles durant l'été et l'automne; les concentrations en phosphate varient irrégulièrement, mais restent à des valeurs modiques inférieures à 200 mg P/m<sup>3</sup>, avec des moyennes oscillant entre 50 et 100 mg/m<sup>3</sup> environ. On a estimé que la perte totale par hectare et par an variait de 22 à 83 kg/ha pour l'azote, et de 0,018 à 0,153 kg/ha pour le phosphore. Avec un épandage de 100-150 kg/ha d'azote et de 20-30 kg/ha de phosphore, 20 à 55% de l'azote sont perdus, alors que la perte correspondante de phosphore ne se monterait qu'à environ 0,1%. Ces taux sont notablement inférieurs à ceux retenus dans le modèle précité. La forte fixation du phosphore sur les sols, et les faibles taux de libération qui en résultent, sont probablement une conséquence de la nature limoneuse des sols dans cette région, comme l'ont conclu Vighi et al. (1991) qui ont trouvé des taux de libération du phosphore provenant des bassins versants des basses terres proches de la mer Adriatique comparables à ceux de Rossi et al. (0,03 à 0,21 kg/ha/an). Inversement, les mêmes auteurs font part de pertes par érosion provenant des bassins versants montagneux atteignant 0,6 kg/ha/an. De même, Marchetti (communication personnelle), en étudiant la libération de phosphore dans des champs de Lombardie, a relevé des taux de perte de phosphore bien plus élevés.

L'analyse par régression multiple de données relatives aux sous-bassins du Pô (données recueillies par Marchetti et al., dans l'année 1970 et ensuite analysées par Vollenweider) fournit une perspective supplémentaire sur le problème de l'estimation des exportations effectives (cf. tableaux 5 et 5a). Dans cette analyse, les seuls compartiments

Tableau 5

Le Pô: exportation d'azote et de phosphore par les sous-bassins.  
(Données: Marchetti)

No. Bassin	Superficie km <sup>2</sup>	Population 1.000.000	Azote kg/j.	Phosphore kg/j.	N calc.	P calc.
0 Pô supérieur	4.885	0,465	28.189	2.196	14.988	437
1 Dora/Stura	2.523	1,639	5.197	487	15.837	1.541
2 Orca/Dora B	6.532	0,343	4.582	364	18.428	322
3 Sesia	3.072	0,452	9.384	887	19.349	425
4 Tanaro/Scriv	9.498	1,038	49.000	1.026	29.916	976
5 Agona-Ticino	9.020	1,084	23.804	944	28.979	1.019
6 Staffora	1.120	0,123	601	101	3.531	116
7 Lambro	3.858	4,605	40.858	4.869	36.365	4.329
8 Trebbia	1.396	0,040	1.277	46	3.746	38
9 Adda	7.636	1,668	16.363	1.324	28.876	1.568
10 Nure	1.069	0,062	677	28	3.050	58
11 Arda-Parma	4.457	0,578	12.053	684	14.565	543
12 Crostolo	574	0,208	1.817	183	2.649	196
13 Oglio	6.693	1,165	29.129	1.498	23.591	1.095
14 Mincio	3.083	0,348	3.146	270	9.775	327
15 Secchia	2.367	0,366	9.800	1.100	8.077	344
16 Panaro	2.191	0,472	8.072	1.054	8.247	444
Total	69.974	14,656	243.948 N/P:	17.061 14.3	260.967	13.777

Regressions multiples: Azote:					
Résultat régression:			Résultat régression:		
Constante		-3423,30	Constante		0
Ecart type de y estim.		8842,04	Ecart type de y estim.		8766,6
R au carré		0,6878	R au carré		0,6711
No. d'observations		17	No. d'observations		17
Degrés de liberté		14	Degrés de liberté		15
	Bassin:	Popul.:		Bassin:	Popul.:
Coefficients X	3,0194	6199,60	Coefficients X	2,5172	5787,7
Ecart type du coeff.	0,8117	2106,03	Ecart type du coeff.	0,5612	2033,8
valeur de t	3,720	2,944	valeur de t	4,486	2,846
Regressions multiples: Phosphore:					
Résultat régression:			Résultat régression:		
Constante		191,68	Constante		0
Ecart type de y estim.		613,20	Ecart type de y estim.		602,60
R au carré		0,7542	R au carré		0,7456
No. d'observations		17	No. d'observations		17
Degrés de liberté		14	Degrés de liberté		15
	Bassin:	Popul.:		Bassin:	Popul.:
Coefficients X	0,0053	916,53	Coefficients X	0,0334	939,59
Ecart type du coeff.	0,0563	146,06	Ecart type du coeff.	0,0386	139,80
valeur de t	0,0939	6,275	valeur de t	0,866	6,721
	not sign!			not sign!	

Tableau 5a

Evaluation récapitulative des exportations du bassin du Pô

Azote:		
Bassin:	0,9188 t/km <sup>2</sup> /an	= 919 kg/km <sup>2</sup> /an
Population:	2113 t/million	= 2,113 kg/ht/an
Phosphore:		
Bassin:	0,0122 t/km <sup>2</sup> /an	= 12,2 kg/km <sup>2</sup> /an
Population:	343 t/million	= 0,343 kg/ht/an
Exportations de phosphore du bassin ajustées d'après la sous-estimation de la régression: 17,061 (13,777) = 3284 kg/j.		
ou		
3284*365 kg/an = 17,1 kg/km <sup>2</sup> /an		
Coefficient d'exportation totale moyenne de P du bassin: 39,3 kg/km <sup>2</sup> /an		

engendrant une charge qui ont été pris en considération sont les dimensions et la population des bassins. Les coefficients de corrélation multiple qui ont été déduits sont significatifs tant pour l'azote que pour le phosphore. Environ 68% de la variabilité des données sur l'azote et environ 75% de celle des données sur le phosphore s'expliquent par ces deux seuls compartiments. Cependant, on relève une différence substantielle dans la signification relative des coefficients de régression respectifs, indépendamment de l'inclusion ou non d'une constante dans l'analyse. Dans le cas de l'azote, les deux coefficients sont significatifs au niveau  $P < 0,05$  ( $P_{0,05;14} = 2,145$ ), tandis que dans le cas du phosphore le seul coefficient se rapportant à la population est significatif, mais ce à un niveau de signification de  $P < 0,01$ .

On devrait en conclure que les exportations d'azote résultent à la fois de l'utilisation domestique et de l'utilisation du sol, alors que les exportations de phosphore ne résultent que du milieu domestique. Après conversion des coefficients en valeurs annuelles, on obtient:

	Population kg/ht/an	Sol kg/km <sup>2</sup> /an
Phosphores:	0,335-343	1,9-12,2
Azote:	2,11-2,26	919-1102

La comparaison entre les quotas d'exportation mesurés et les quotas prévus pour le phosphore montre que: (a) il se produit une certaine compensation interne; (b) les quotas prévus sont des sous-estimations pour trois bassins au moins, plus nettement pour ceux de Secchia et de Panaro qui présentent aux mesures effectives du phosphore des coefficients d'exportation notoirement plus élevés que ceux relevés par Marchetti *et al.*, pour les bassins inférieurs qui se déversent directement dans l'Adriatique (cf. plus haut). En revanche, il convient de noter que les coefficients de régression très incertains pour le phosphore provenant du sol se situent dans l'ordre de grandeur des résultats de Rossi et de Vighi *et al.* Si l'on admet que la différence entre les valeurs totales prévues et mesurées (environ 3000 kg de P) est due aux incertitudes du modèle, mais essentiellement due à l'exportation en provenance du sol, alors les coefficients d'exportation du phosphore donnés ci-dessus devraient être augmentés de quelque 15 à 20 kg/km<sup>2</sup>/an, ce qui rapprocherait les coefficients d'exportation totale des estimations reproduites sur le tableau 1. Quelle que soit la réponse

correcte à la question, on peut admettre que la perte de phosphore due à l'agriculture proprement dite (engrais) est facilement surestimée, bien que les valeurs ci-dessus se situent nettement parmi les valeurs faibles. D'autre part, les taux d'exportation effectifs du phosphore en provenance du sol sont susceptibles d'être dus à des pertes par érosion accrues et/ou à l'élevage.

Les coefficients d'exportation à partir du sol pour l'azote, estimés au moyen de l'analyse multiple, concordent avec les coefficients d'exportation donnés sur le tableau 2. Concernant la contribution de la population pour l'azote et le phosphore, l'analyse validerait l'hypothèse d'une rétention d'environ 50% dans le bassin.

En conclusion, les procédures d'estimation des exportations d'éléments nutritifs provenant des bassins, telles qu'on les a examinées ci-dessus, sont fortement étayées par l'expérience italienne. Il reste cependant à savoir dans quelle mesure les méthodes et résultats respectifs peuvent être transférés aux autres pays méditerranéens. Plusieurs facteurs diffèrent notablement d'un pays à l'autre: la densité de la population et ses variations régionales, la répartition des occupations du sol et les usages agronomiques tels que les cultures dominantes, l'utilisation d'engrais sur les sols exploités et l'élevage, lequel est assez intensif dans de nombreuses régions de la Méditerranée. Il serait donc inopportun d'étendre l'approche du modèle ci-dessus aux divers pays méditerranéens ou à l'ensemble de la Méditerranée sans y introduire des modifications substantielles. Comme d'importantes difficultés empêchent de le faire, on a recours ci-après à plusieurs méthodes de rechange pour déterminer l'intervalle de variation et les limites au sein desquelles peuvent se situer les chiffres effectifs de la charge d'azote et de phosphore d'origine tellurique atteignant la Méditerranée.

#### 4.5 Evaluation de la charge pour l'ensemble de la Méditerranée

L'évaluation de la charge en éléments nutritifs pour l'ensemble de la Méditerranée se heurte à de grosses difficultés en raison du manque de données comparables sur toute l'étendue de la zone. Par conséquent, on retient une méthode d'approche graduelle au moyen de procédures assez simplifiées. Celles-ci comportent: (1) un indice de pollution et de vulnérabilité potentielles; (2) un examen de la tentative italienne d'évaluation de la charge totale; et (3) une méthode généralisée d'estimation de l'intervalle probable de variation de la charge totale d'azote et de phosphore atteignant la Méditerranée.

##### a) Indice de pollution et de vulnérabilité potentielles.

Avant d'aborder la question difficile de savoir quelle quantité d'azote et de phosphore est rejetée en Méditerranée, on retient une méthode panoramique simplifiée qui vise des zones suscitant de vives préoccupations et qui sera complétée par des données concrètes sur des épisodes d'eutrophisation recensés au chapitre 5.

A cette fin, on introduit un indice simple en rapport avec les conséquences régionales et locales potentielles de la population sur les charges nutritives et sur l'eutrophisation. Cet indice est défini comme le nombre d'habitants par km de linéaire côtier et il représente donc une mesure grossière de la densité de la charge littorale de nutriments. Au moyen des chiffres de population et de longueur du linéaire côtier donnés sur le tableau 6, cet indice est calculé pour tous les pays méditerranéens et devrait s'échelonner de 400 pour la Yougoslavie à 17.400 pour l'Egypte.

Tableau 6

Population par pays du bassin méditerranéen  
Indice de densité démographique du littoral  
Azote et phosphore métaboliques générés par la population

	Total <sup>1</sup> Population 1985 *1000	Dans bassin Méd. 1985 *1000	%	Longueur de côte km	Indice de densité ht/km	Générée N t/an	Charge <sup>2</sup> P t/an
Albanie	3.050	3.050	100%	418	7,3	13.420	1.647
France	54.621	11.790	22%	1.703	6,9	51.876	6.367
Grèce	9.878	8.862	90%	15.000	0,6	38.993	4.785
Italie <sup>3</sup>	57.300	57.300	100%	7.953	7,2	252.120	30.942
Malte	383	383	100%	137	2,8	1.685	207
Monaco	27	27	100%	4	6,8	119	15
Espagne	38.542	13.860	36%	2.580	5,4	60.984	7.484
Yougoslavie <sup>4</sup>	23.153	2.582	11%	6.116	0,4	11.361	1.394
<b>Total élément</b>	<b>186.954</b>	<b>97.854</b>	<b>52%</b>			<b>430.558</b>	<b>52.841</b>
Algerie	21.718	11.500	53%	1.200	9,6	50.600	6.210
Egypte	46.909	16.511	35%	950	17,4	72.648	8.916
Libye	3.605	2.284	63%	1.770	1,3	10.050	1.233
Maroc	21.941	3.390	15%	512	6,6	14.916	1.831
Tunisie	7.081	4.965	70%	1.300	3,8	21.846	2.681
<b>Total élément</b>	<b>101.254</b>	<b>38.650</b>	<b>38%</b>			<b>170.060</b>	<b>20.871</b>
Chypre	669	669	100%	782	0,9	2.944	361
Israël	4.252	2.886	68%	190	15,2	12.698	1.558
Liban	2.668	2.668	100%	225	11,9	11.739	1.441
Syrie	10.505	1.155	11%	183	6,3	5.082	624
Turquie	49.289	10.000	20%	5.191	1,9	44.000	5.400
<b>Total élément</b>	<b>67.383</b>	<b>17.378</b>	<b>26%</b>			<b>76.463</b>	<b>9.384</b>
<b>Total</b>	<b>355.591</b>	<b>153.882</b>	<b>43%</b>			<b>677.081</b>	<b>83.096</b>

1 Source: MAP-UNEP, 1989; % ajusté pour la France et l'Italie

2 En admettant 4,4 kg N et 0,54 kg P excrétés par habitant/an

3 On dispose de renseignements plus détaillés pour l'Italie; la densité/km de la mer Adriatique Nord est 8 à 10 fois supérieure à la moyenne nationale  
Density/km in the Northern Adriatic Sea 8-10 times national average!

4 Lire: ex-Yougoslavie

L'interprétation de ces chiffres n'est cependant pas simple. Selon la façon dont ont été estimés en premier lieu les chiffres concernant le linéaire côtier et le nombre d'habitants dont la pression s'exerce directement sur la mer, l'indice peut être grevé d'une grande incertitude puisqu'il y a, au sein des pays, d'importantes variations de la répartition de la population et par conséquent des variations de la densité habitants/linéaire côtier. Par exemple, le chiffre italien de 5.300 retenu comme valeur théorique serait tout à fait trompeur, notamment en ce qui concerne la mer Adriatique. Sur les 57 millions d'habitants des 20 régions administratives, environ 20 millions résidant dans les 7 régions du nord - Piémont,



Val d'Aoste, Lombardie, Emilie-Romagne, Trentin-Haut-Adige, Vénétie, Frioul-Vénétie Julienne - exercent leur pression sur le littoral nord de l'Adriatique de 400 km de long seulement, ce qui équivaut à une densité habitants/linéaire côtier de 60.000 environ, la plus forte de toute la Méditerranée, qui réduirait alors à près de 4,5 la densité habitants/linéaire côtier pour le reste de l'Italie.

Pareillement, en Grèce, la densité correspondante obtenue pour les golfes Saronique, Thermaïque et autres serait notablement plus élevée que la moyenne nationale, et il en va probablement de même pour les segments littoraux de pays comme la Turquie, la Tunisie, etc. En revanche, la forte densité de l'Égypte, d'Israël et du Liban attenante à un milieu marin très oligotrophe est évocatrice d'une eutrophisation locale effective (en Égypte, par ex., les côtes et les ports d'Alexandrie sont fortement pollués) ou potentielle.

Bien que l'indice de la densité habitants/linéaire côtier ait ses déficiences, une cartographie plus affinée de ce type pour tout le pourtour du bassin méditerranéen serait néanmoins très utile, notamment en ce qui concerne les régions pour lesquelles les renseignements sont absents, peu abondants ou difficiles à obtenir par d'autres moyens. Comme les statistiques démographiques sont parmi les plus facilement disponibles dans la plupart des pays, ces derniers pourraient aisément procéder à la compilation des indices de pollution et de vulnérabilité côtières potentielles.

Une cartographie de ce type pourrait être réalisée de manière plus valable si on l'ajustait aux niveaux d'épuration des eaux usées installée et aux mesures prises généralement pour réduire la pollution. Ces procédures, ainsi que l'établissement progressif de l'évaluation de la qualité des eaux côtières, serviraient à l'évaluation à long terme des tendances prévisibles de la pollution. Naturellement, l'objectif premier doit rester l'inventaire et l'évaluation complets de toutes les sources contribuant à l'eutrophisation côtière, et leur réduction.

b) Estimation de l'azote et du phosphore rejetés en mer Méditerranée

i) Les études pilotes italiennes. Chiaudani et al. (1978), dans leur exploration approfondie des thèmes liés à l'eutrophisation, ont compilé d'amples statistiques sur la population, l'industrie, les engrais utilisés dans l'agriculture et l'élevage en Italie, et ils ont calculé la force des sources et l'émission de phosphore pour chaque catégorie, région par région, et par bassin hydrographique. Les auteurs en ont conclu que l'émission de phosphore total par l'ensemble des sources atteindrait 59.000 t/an (données 1974-76), dont 42% seraient à eux seuls générés par les quatre régions liées au nord de la mer Adriatique: Piémont, Lombardie, Emilie-Romagne, Vénétie.

En outre, les totaux estimatifs des émissions de phosphore communiqués par catégorie avec le taux correspondant sont les suivants:

		1000 t/an	%	
a)	Ménages	Détergents	19,60	
		Métabolisme	16,24	60,65
b)	Agriculture		10,52	17,80
c)	Elevage	Bovins	3,88	
		Porcs	2,50	
		Moutons/chèvres	0,69	
		Chevaux	0,32	
		Volaille	0,49	
		<b>Total élevage</b>	<b>7,88</b>	<b>13,35</b>

d)	Industries	3,58	6,06
e)	Terres en friche	1,27	2,14
<b>Total`</b>		<b>59,09</b>	

En principe, cette répartition reste valable, sauf pour les détergents ménagers dont l'usage a été restreint par la législation à 2,5% depuis 1986, et à 1% depuis mars 1988. Marchetti (1987) a réévalué les estimations précédentes sur la base des nouvelles données tenant compte de la réduction des polyphosphates dans les détergents et admettant un coefficient de rétention de 50% du phosphore d'origine domestique. De plus, il a élargi les estimations pour y inclure l'azote en admettant que 3% des engrais phosphorés et 20% des engrais azotés sont exportés vers les voies d'eau . En ce qui concerne l'azote et le phosphore provenant de l'élevage, il admet un coefficient d'exportation de 5% des quantités produites par catégorie. Ainsi, les nouvelles estimations obtenues sont les suivantes:

		1000 t/an	%
<i>Phosphore:</i>			
a)	Ménages	Détergents	6,21
		Metabolic	16,39
		<b>Total</b>	<b>22,60</b>
			46,36
b)	Agriculture	Terres cultivées	14,42
c)	Elevage	Bovins	3,15
		Porcs	1,71
		Moutons/chèvres	0,36
		Chevaux	0,22
		Volaille	1,45
		<b>Total élevage</b>	<b>6,88</b>
			14,11
d)	Industries		3,60
e)	Terres en friche		1,25
		<b>Total</b>	<b>48,75 t/an</b>
			1000 t/an
			%
<i>Azote:</i>			
a)	Ménages	Metabolic	127,13
			19,31
b)	Agriculture	Terres cultivées	420,00
			63,80
c)	Elevage	Bovins	23,29
		Porcs	5,09
		Moutons/chèvres	2,21
		Chevaux	1,55
		Volaille	4,08
		<b>Total élevage</b>	<b>36,21</b>
			5,50
d)	Industries		50,00
e)	Terres en friche		25,00
		<b>Total</b>	<b>658.340 t/an</b>

Ainsi, la charge totale de phosphore se monterait approximativement à 49.000, et celle d'azote à environ 660.000 t/an. Ce dernier chiffre est supérieur d'environ 20% à l'estimation de 540.000 t/an de Provini et al. (Provini et al., 1979).

La comparaison entre ces estimations fait ressortir la difficulté qu'il y a à évaluer les charges totales. Bien que la principale différence concernant le phosphore soit due à l'hypothèse admise d'une réduction des polyphosphates, d'une rétention dans les stations d'épuration et d'une élimination dans les fosses septiques, les estimations respectives sont du même ordre de grandeur, en dépit des variations affectant les données sur chaque élément isolé. Mais la différence concernant l'azote résulte en majeure partie des estimations variables des pertes de l'azote provenant des sols.

L'étude montre ensuite que, sur l'ensemble de la charge totale italienne du phosphore émis par toutes les sources - milieu domestique, agriculture et élevage, etc. -, 50 à 55% se déversent dans le bassin nord de la mer Adriatique à travers moins de 5% de l'ensemble de la façade littorale de l'Italie. Compte tenu du rapport phosphore/azote dans les cours d'eau, on peut admettre que des taux analogues sont valables pour la charge totale d'azote, bien que la contribution respective des sources constitutives soit variable.

Quelle que soit l'incertitude grevant les valeurs de la charge absolue, l'étude italienne, dans la mesure où elle procède à un examen soigneux des charges selon les catégories de source et les grands bassins hydrographiques, peut servir de modèle à suivre pour les autres pays méditerranéens. Des données de cette nature permettent de jeter les bases des stratégies de gestion. Cependant, en dehors de la connaissance de ces faits grossiers, il importe également de connaître les voies de cheminement internes des bassins et les modalités des flux d'azote et de phosphore. Ce concept a été pour la première fois introduit en Allemagne par Bernhardt et sa Commission (Bernhardt, 1978) à propos du phosphore. Une version simplifiée de la méthodologie de Bernhardt a été mise au point par Vollenweider (1992) avec ajustement aux conditions prévalant en Emilie-Romagne à titre d'exemple. Les données requises comprennent: importations et exportations à travers toutes les limites des systèmes extérieurs, définition des compartiments au sein des limites des systèmes, dimensions des compartiments et flux entre ceux-ci. En plus des données utilisées par Chiaudani et Premazzi (1988), d'autres ont été tirées de la plupart des diverses statistiques disponibles. Les éléments de l'ensemble sont réunis à la figure 7 qui montre les principaux traits de la structure interne du bassin et les modalités de flux et d'échange qui y prédominent. Cette figure illustre à la fois la complexité des divers compartiments et flux et combien nos connaissances restent incomplètes à leur sujet. En ce qui concerne le bilan entrées-sorties, sur les 35.000 tonnes de phosphore environ qui entrent dans la région sous forme d'engrais et de polyphosphates, quelque 16.000 à 18.000 tonnes quittent la région sous forme de produits agricoles (blé, produits de la terre, fruits, viande et os, produits laitiers, etc.) et autres, alors que seuls quelque 10 à 15% échouent dans la mer.

Il ressort implicitement de ce bilan que la gestion des engrais en vue de la réduction de la charge de phosphore atteignant la mer a ses limites, lesquelles ne dépendent pas seulement de contraintes économiques mais aussi de contraintes dues aux incidences possibles que pourrait avoir une réduction des engrais sur les activités économiques régionales. En d'autres termes, les entrées d'engrais ne peuvent être inférieures au niveau nécessaire pour assurer les sorties de produits. Les simples listages de données sur les sources occulteraient ce problème.

Par contre, la conclusion concernant l'azote pourrait être différente, car il semble que les engrais azotés soit utilisés en excès par rapport aux quantités requises pour entretenir le niveau de production rentable. Malheureusement, aucune analyse n'a encore été entreprise à ce sujet.

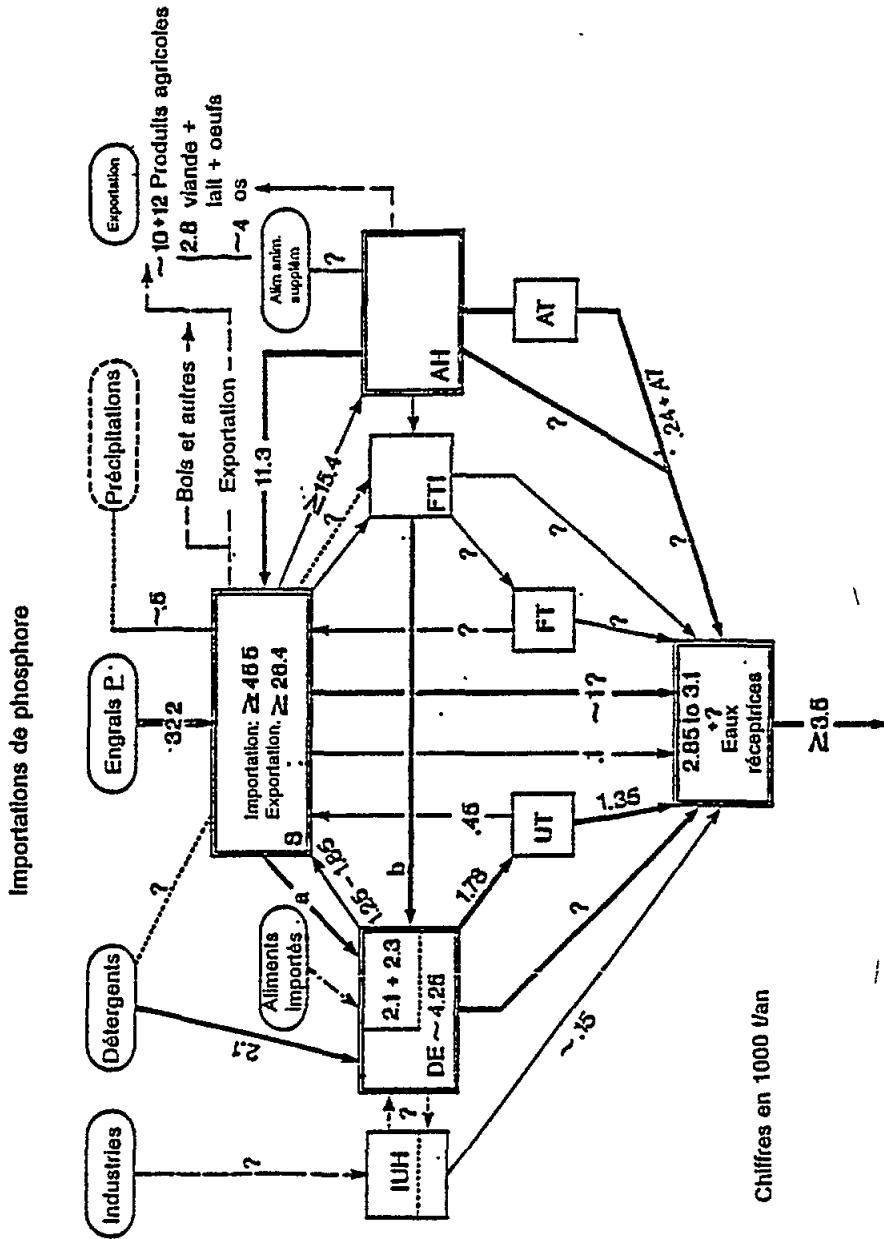


Fig. 7 Importations, exportations et flux de phosphore à travers la région d'Emilie-Romagne vers 1980; superficie: 22.122 km<sup>2</sup>; population 3,94 millions d'habitants; les chiffres sont donnés en tonnes/an.

- Importations estimées: engrais, polyphosphates, des détergents, aliments complémentaires et aliments pour animaux, précipitations atmosphériques.
- Exportations estimées: produits agricoles (produits, fruits, céréales, viande et produits laitiers), rejets et pertes atteignant les cours d'eau et canaux.
- Compartiments distingués: sols (S), milieu domestique (DE), élevage (AH), industries alimentaires (FTI), industries diverses, milieu urbain et routes (IUH); stations d'épuration des effluents (UT=station urbaine; FT=station de l'industrie agro-alimentaire; AT=station agricole); eaux réceptives se jetant dans la mer.

ii) Charge du bassin atteignant la Méditerranée. Il apparaît qu'aucun auteur n'a encore procédé à une estimation complète de la charge totale d'éléments nutritifs atteignant l'ensemble de la mer Méditerranée. Il s'agit là d'une lacune difficile à combler en raison du manque de données exhaustives sur les sources et de données fiables sur les apports pour tous les pays riverains de la mer Méditerranée. Comme on l'a vu plus haut, seule l'Italie fait exception. Par conséquent, toute estimation établie à partir de renseignements partiels doit garder une valeur purement indicative.

Berthoux (1979, 1981, 1986) a établi des estimations de bilan partiel en examinant le solde des échanges entre la Méditerranée et l'Atlantique et en évaluant la contribution possible de la fixation d'azote au bilan azote. Les apports des cours d'eau ont été estimés dans une étude du PNUE (UNEP, 1984). Martin et al. ont établi des estimations de l'apport atmosphérique (1989). Mais on ne connaît toujours pas avec certitude l'ampleur de la rétention dans le bassin, par les processus de sédimentation et d'accumulation dans les sédiments, du phosphore et de l'azote. Des données abondantes sont disponibles pour la mer Adriatique, et il devrait donc être possible, pour ce bassin, de dresser un bilan plausible. Vukadin (1992) a proposé des bilans partiels d'éléments nutritifs, mais certains de ses chiffres sont sujets à caution. Bombace (1985, 1992) communique des chiffres des captures totales de poisson; ces chiffres pourraient être exploités pour en déduire les quantités d'azote et de phosphore ôtées de la mer par les activités de pêche. Pour l'ensemble de la Méditerranée, on dispose des Statistiques générales de la FAO sur les pêches.

On s'emploie ci-dessous à estimer les apports totaux d'azote et de phosphore d'origine tellurique sur la base de la population résidente, des "dimensions actives"<sup>5</sup> de ce bassin et des apports connus des cours d'eau. Théoriquement, les quantités d'éléments nutritifs entrant dans une masse d'eau sont fonction des pertes naturelles augmentées des apports anthropiques qui sont plus ou moins proportionnels aux activités humaines, lesquelles à leur tour sont proportionnelles à la densité de la population. Ainsi, les charges totales ne peuvent dépasser une limite supérieure fixe; la question qui se pose alors est de savoir comment estimer cette limite et comment évaluer avec un certain degré de confiance l'ampleur de la charge réelle prévisible.

1) Limites supérieures. En 1985, la population des 18 pays bordant directement la Méditerranée (c'est-à-dire à l'exclusion des pays riverains de la mer Noire et des pays du cours supérieur du Nil) totalisait 355,6 millions d'habitants, et la superficie totale de ces mêmes pays se montait à 8,5 millions de km<sup>2</sup> (cf. tableau 7). Ainsi, la densité de population était de 39 habitants/km<sup>2</sup>.

Cependant, même pour des estimations approximatives des charges d'éléments nutritifs, ces valeurs sont inutilisables telles quelles. Les dimensions effectives du bassin de drainage et la population résidente seraient un meilleur point de départ. Le PNUE (UNEP, 1989) a communiqué des chiffres pour la population résidente, pays par pays, mais non les chiffres des superficies respectives effectives du bassin. En corrigeant les données PAM-PNUE communiquées pour la France et l'Italie, la population bordant directement la Méditerranée devrait totaliser 153,9 millions d'habitants, soit 43% de la population totale des 18 pays. En outre, selon le PNUE (UNEP, 1984), sur les 154 millions, environ 40 à 45% résideraient dans les zones côtières (les données PNUE 1976 faisaient état de 44 millions).

---

<sup>5</sup> On entend ici par "dimensions actives" celles de la superficie englobant à la fois les zones de peuplement et les zones agricoles plus ou moins intensément gérées permettant de subvenir aux besoins de la population. Par conséquent, on n'y inclut pas les zones arides ou les zones exploitées mais ne contribuant pas notablement aux exportations d'azote et de phosphore

Tableau 7

Population par pays du bassin méditerranéen<sup>1</sup>  
 Estimation de la superficie "effective" du bassin et de la densité de population

	Population du bassin *1000	%	Superficie du pays km <sup>2</sup>	superficie ajustée km <sup>2</sup>	Densité ht/km <sup>2</sup>	Non prod. %	Bassin "effectif" km <sup>2</sup>
Albanie	3.050	100%	28.748	28.748	106	21	22.711
France <sup>2</sup>	11.790	22%	543.965	119.672	99	16	100.525
Grèce	8.862	90%	131.990	118.414	75	10	106.573
Italie <sup>2</sup>	57.300	100%	301.262	301.262	190	19	244.022
Malte	383	100%	316	316	1.212	59	130
Monaco	27	100%	2	2	13.500	0	2
Espagne	13.860	36%	504.750	181.512	76	7	168.806
Yougoslavie	2.582	11%	255.804	28.527	91	8	26.245
<b>Total élément</b>	<b>97.854</b>	<b>41%</b>	<b>1.766.837</b>	<b>778.453</b>	<b>126</b>		<b>669.013</b>
Algerie	11.500	53%	2.381.741	1.261.167	9	82	227.010
Egypte	16.511	35%	1.001.449	352.489	47	97	10.575
Libye	2.284	63%	1.759.540	1.114.782	2	91	100.330
Maroc	3.390	15%	458.730	70.876	48	23	54.575
Tunisie	4.965	70%	163.610	114.719	43	46	61.948
<b>Total élément</b>	<b>38.650</b>	<b>38%</b>	<b>5.765.070</b>	<b>2.914.033</b>	<b>13</b>		<b>454.438</b>
Chypre	669	100%	9.251	9.251	72	69	2.868
Israël	2.886	68%	20.255	13.748	210	34	9.074
Liban	2.668	100%	10.400	10.400	257	62	3.952
Syrie	1.155	11%	185.000	20.340	57	21	16.069
Turquie	10.000	20%	779.452	158.139	63	37	99.628
<b>Total élément</b>	<b>17.378</b>	<b>26%</b>	<b>1.004.358</b>	<b>211.878</b>	<b>82</b>		<b>131.590</b>
<b>Total</b>	<b>153.882</b>	<b>43%</b>	<b>8.536.265</b>	<b>3.904.365</b>	<b>39</b>		<b>1.255.041</b>

<sup>1</sup> Source: MAP-UNEP, 1989

<sup>2</sup> France ajustée à 22% et Italie à 100%

En utilisant les chiffres des taux de population afin de se rapprocher des dimensions correspondantes du bassin, une première correction permet de réduire l'estimation de la superficie du bassin à 3,9 millions de km<sup>2</sup>. Cependant, si l'on considère la superficie agricole nécessaire pour subvenir de manière autonome aux besoins alimentaires et autres d'une population de 150 millions d'habitants, le chiffre de 3,9 millions de km<sup>2</sup> semble trop élevé pour les "dimensions actives" servant de référence à l'estimation de la charge d'azote et de phosphore d'origine tellurique susceptible d'atteindre la mer. En tenant compte également de la superficie des zones improductives, pays par pays, le chiffre du bassin riverain "actif" de la Méditerranée devrait descendre à 1-1,5 million de km<sup>2</sup> et accroître ainsi la densité de population moyenne à 125 ht/km<sup>2</sup>. Ces valeurs sont un peu inférieures à la valeur PNUE de 1,8 million de km<sup>2</sup> pour la Méditerranée (UNEP, 1983), et légèrement supérieures à l'estimation de 0,85 million de km<sup>2</sup> (à l'exclusion du bassin du Nil) pour la superficie du bassin hydrographique regroupant 69 cours d'eau et représentant un débit de total de quelque 8.840 m<sup>3</sup>/sec se jetant dans la Méditerranée.

Au moyen du modèle de régression valable pour le Pô (cf. tableau 5a), la charge prévue de l'azote d'origine tellurique pourrait être de l'ordre de 1,5 million t/an, alors que la charge de phosphore atteindrait quelque 0,1 million t/an (tableau 8). Ce dernier chiffre paraît toutefois faible. Si l'on utilise les chiffres modèles du tableau 4, on obtient, pour une superficie d'1 million de km<sup>2</sup>, une estimation de 1,2 à 3 millions t/an pour l'azote, et de 0,16 à 0,25 million t/an pour le phosphore; en prenant pour superficie de référence 1,5 million de km<sup>2</sup>, les charges maximales seraient de l'ordre de 4,5 et de 0,38 millions de tonnes, respectivement, ce qui représente probablement des valeurs limites.

Tableau 8

Estimation des charges appliquée à l'ensemble du bassin méditerranéen au moyen des coefficients du tableau 5a

Bassin effectif:	1,25E+06	km <sup>2</sup>	(cf. Tableau 7)		
Population résid.:	1,54E+08	ht			
Coeff du bassin (kg/km <sup>2</sup> /an):		Azote	Phosphore		
Coeff de la popul. (kg/ht/an):		920	40		
		2,2	0,35		
Estimations de charges:	N	P	N/P	N	P
	kg/an	kg/an		Contribution en %	
Bassin	1,15E+09	5,00E+07	23,0	77%	48%
Population	3,39E+08	5,39E+07	6,3	23%	52%
Total	1,49E+09	1,04E+08	14,3		

On se heurte maintenant à la difficulté d'avoir à ramener ces chiffres à des valeurs concordant avec les conditions nutritives et dynamiques notoires de la Méditerranée.

2) Estimation des charges d'azote et de phosphore à partir des estimations de la force des sources. Vu qu'on dispose d'informations incomplètes sur les diverses sources existantes, une estimation de ce type ne peut être effectuée sans une simplification et une généralisation importantes. Elle consiste essentiellement à exploiter au maximum les données qui sont le plus en rapport avec la production d'azote et de phosphore, à savoir celles concernant la population et les activités agro-industrielles. Un indice de ces dernières, qui reflète le degré de développement agricole moderne, est la quantité d'engrais utilisée par hectare de terre agricole, mais ne tient pas compte de la spécification précise du type de culture, de la terre de culture concernée et de la composition des engrais.

Sources ponctuelles: sources domestiques et sources apparentées. Les chiffres de la production métabolique d'azote et de phosphore par la population résidente sont parmi les plus fiables pour estimer la force totale des sources. En revanche, les estimations d'autres sources sont grevées d'une grande marge d'incertitude, faute de programmes de mesure étendus. L'azote et le phosphore produits par une population de 154 millions d'habitants atteint environ 680.000 et 83.000 t/an, respectivement (cf. tableau 6). Si l'on ajoute encore 10 à 20% pour tenir compte des autres sources d'eaux usées domestiques, industrielles et autres qui n'ont pu être recensées, et 50 à 100 % de plus au phosphore pour tenir compte

des polyphosphates des détergents, les totaux correspondants s'élèvent à des chiffres compris entre 750.000 et 820.000 pour l'azote, et entre 145.000 et 185.000 pour le phosphore. Sur ces valeurs, on peut prévoir que quelque 50 à 60% sont rejetés dans les voies d'eau et dans la mer Méditerranée. Par conséquent, la charge maximale provenant des sources précitées devrait se situer entre 390.000 et 470.000 tonnes pour l'azote, et entre 80.000 et 100.000 tonnes pour le phosphore.

Sources diffuses: Contrairement aux sources ponctuelles domestiques et apparentées, les estimations de sources diffuses sont incertaines et la plupart du temps de valeur purement indicative. De plus, la distinction entre sources ponctuelles et sources diffuses n'est pas toujours aisée.

Engrais: La figure 8 et le tableau 9 présentent les renseignements les plus récents sur la répartition des terres et l'épandage d'engrais dans les pays riverains de la Méditerranée, et ces renseignements sont confrontés avec ceux concernant certains pays au nord des Alpes. On remarquera que les données relevées concernent le total des engrais du commerce et ne sont donc pas directement comparables avec les données modèles; cependant, elles reflètent bien les proportions. A l'exception de la France, l'épandage moyen d'engrais dans tous les pays de la rive nord de la Méditerranée est notablement inférieur à celui des pays transalpins, et celui des pays des rives sud et est de la Méditerranée est généralement très faible, sauf l'Egypte et Israël. Il est toutefois extrêmement difficile d'estimer avec un degré de confiance quelconque les quantités exportées dans la Méditerranée à partir de cette source. Plutôt alors que de fournir n'importe quel chiffre, la question est laissée en suspens et l'on utilisera les quotas d'épandage d'engrais dans une estimation modèle ultérieure.

Elevage: Les variations, d'un pays à l'autre, de l'élevage rapporté à la population sont également importantes (cf. tableau 10), et les différenciations régionales deviennent même encore plus manifestes si les données sont rangées par secteurs d'activité agricole élevée et faible (tableau 11). Les pays arabes et non arabes diffèrent nettement en ce qui concerne l'élevage porcin; l'élevage bovin est généralement élevé dans les pays du nord de la Méditerranée à l'exception de la Grèce, alors que l'élevage ovin et caprin est inversement proportionnel à l'élevage bovin sauf pour Malte, Israël, l'Egypte, l'Italie et la Turquie.

Si l'on admet que le cheptel du bassin méditerranéen est proportionnel à la population humaine résidente (ce qui est, naturellement, une simplification grossière), l'ampleur de la force de la source du compartiment "cheptel" exprimée en azote et en phosphore produits peut être facilement estimée d'après les chiffres de population du tableau 6, le nombre d'animaux d'élevage par habitant et des coefficients de production correctement choisis par catégorie. Pour établir une estimation comparable aux estimations italiennes, on a eu recours aux mêmes coefficients, qui sont essentiellement ceux proposés par Vollenweider (1968). Les estimations correspondantes sont récapitulées sur les tableaux 12a et 12b, respectivement. Ainsi, l'azote total généré devrait se situer autour de 2,35 millions t/an, et le phosphore total autour de 0,4 million t/an. La fraction exportée d'azote se situe vraisemblablement entre 5 et 25%, et celle de phosphore entre 1 et 5%. On obtient donc pour l'azote une valeur comprise entre 0,12 et 0,6 million t/an, et pour le phosphore entre 0,004 et 0,02 million t/an. Il y a lieu de remarquer que pour la génération aussi bien de l'azote que du phosphore, l'élevage bovin représente environ 50% de ces chiffres, bien qu'il y ait d'importantes variations d'un pays à l'autre.



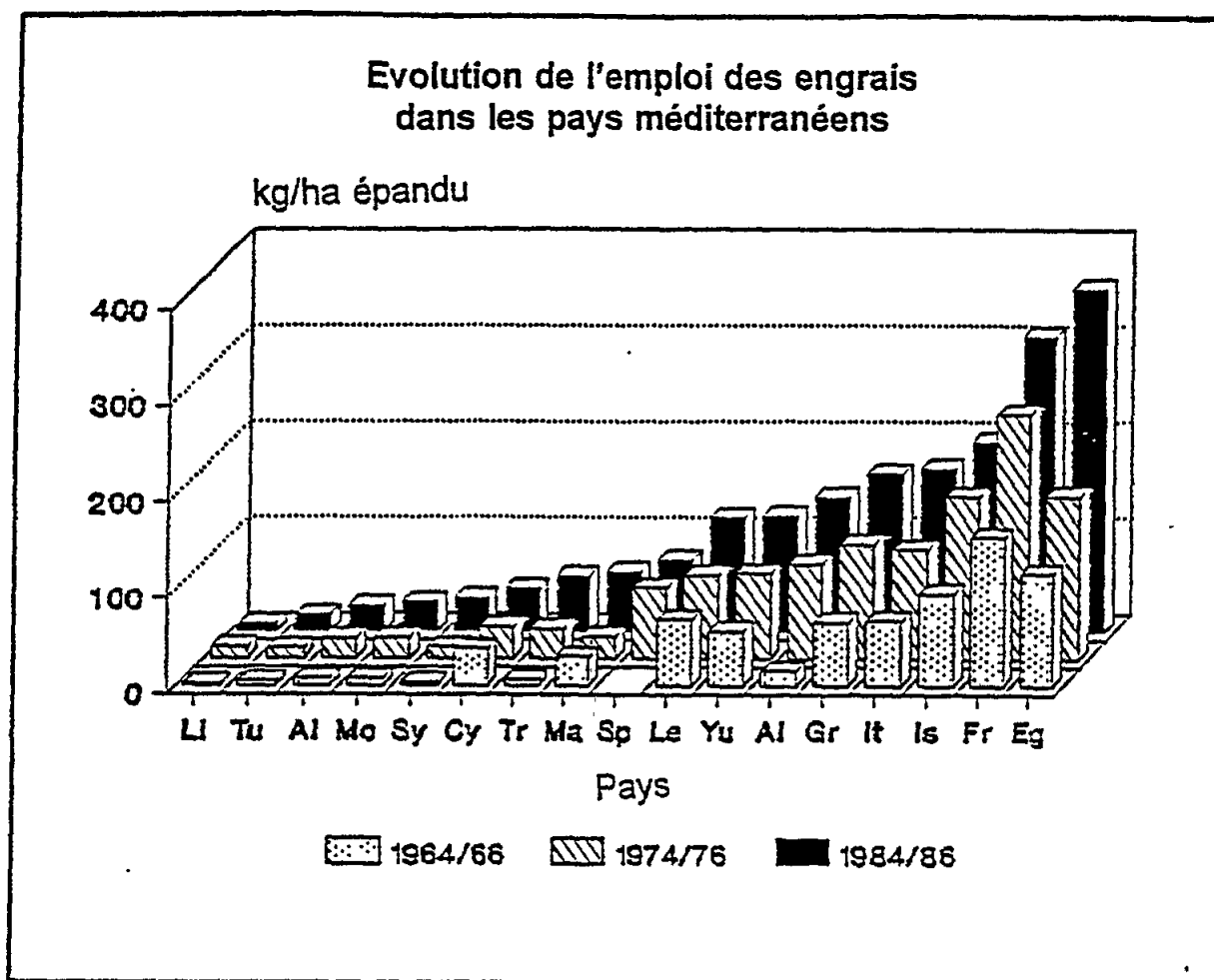


Fig. 8 Evolution de l'emploi des engrais dans les pays méditerranéens

Par conséquent, on obtiendrait les estimations minimales ci-après:

	Azote : t/an	Phosphore : t/an
Domestiques et apparentées:	470.000	100.000
Bétail :	120.000 à 600.000	4.000 à 20.000
Total	590.000 à 1.070.000	104.000 à 120.000

On devrait ajouter à ces chiffres une exportation de base provenant du sol et de sources non recensées, laquelle ne devrait toutefois pas dépasser un taux supplémentaire de 25 à 35%. Selon Vighi et Chiaudani (1987), la moyenne européenne des sources agricoles diffuses (engrais + niveaux de fond) se monte à 28% pour le phosphore. Ainsi, les chiffres maximaux d'exportation effective de l'azote oscilleraient autour de quelque 1.450.000 t/an, et ceux du phosphore autour de 175.000 t/an.

Tableau 9

Utilisation du sol et tendance de l'utilisation des engrais sur les terres cultivées<sup>1</sup>

	Terres de culture Pâturages	% Utilisation du sol perm.			Engrais épandus kg/ha			Fert. Factor
		Prairies	Forêts	Autres	1964/66	74/76	84/86	
Pays méditerranéens:								
Albanie	26	15	38	21	15	99	140	1,23
France	35	22	27	16	155	255	308	2,70
Grèce	30	40	20	10	66	119	165	1,45
Italie	42	17	22	19	68	114	170	1,49
Malte	41	0	0	59	30	23	62	0,54
Monaco								
Espagne	41	20	31	7		74	75	0,66
Yougoslavie	33	25	37	8	57	89	121	1,06
Moy. pondérée							168	1,48
Algerie	3	23	2	82	7	21	27	0,24
Egypte	3	0	0	97	117	170	357	3,13
Libye	1	8	0	91	2	13	8	0,07
Maroc	19	47	12	23	7	22	31	0,27
Tunisie	31	20	4	46	5	11	17	0,15
Chypre	17	1	13	69	38	33	45	0,40
Israël	21	40	5	34	96	169	198	1,74
Liban	29	1	8	62	69	87	119	1,04
Syrie	31	45	3	21	3	12	35	0,31
Turquie	36	12	26	37	6	31	58	0,51
Moy. pondérée							77	0,68
Pays de la mer Noire:								
Bulgarie	37	18	35	9	82	145	232	2,04
Iran	9	27	11	53	3	21	69	0,61
Rumanie	46	19	28	7	25	104	153	1,34
URSS	10	17	42	31	27	71	102	0,90
Moy. pondérée							169	1,49
Quelques pays européens:								
Belgique	25	22	21	33	466	535	536	4,71
Danemark	62	5	12	21	183	234	257	2,26
Allemagne	31	19	30	21	367	430	423	3,71
Pays-Bas	26	33	9	32	582	756	787	6,91
Pologne	49	13	29	9	84	237	231	2,03
Suède	7	1	64	27	121	171	154	1,35
Suisse	10	40	26	23	324	374	432	3,79
Moy. pondérée							379	3,33
Moy. Europe	30	19	27	24	facteur F Moy. ->			1,00

<sup>1</sup> Sources: UNEP Environmental Data Report 1989/90  
World Resource Institute Report 1988/89

Tableau 10

Cheptels des pays méditerranéens

Animaux/1000 hts <sup>1</sup>						
	Rovins	Ovins et caprins	Volaille	Porcins	Equidés	Buffles et chameaux
Albanie	199	630	1639	69	38	1
France	424	219	3424	203	6	0
Grèce	77	1491	3037	111	38	0
Italie	158	184	1937	159	7	2
Malte	37	26	2611	235	5	0
Monaco						
Espagne	131	526	1349	292	14	0
Yougoslavie	224	334	3110	372	21	2
<b>Moy. élément</b>	<b>178</b>	<b>487</b>	<b>2444</b>	<b>206</b>	<b>18</b>	<b>1</b>
Algerie	70	823	1013	0	33	6
Egypte	59	109	1087	1	40	58
Libye	55	1776	7490	0	28	50
Maroc	113	748	1504	0	63	3
Tunisie	89	943	2260	1	48	25
<b>Moy. élément</b>	<b>77</b>	<b>880</b>	<b>2671</b>	<b>0</b>	<b>43</b>	<b>28</b>
Chypre	61	1286	5979	327	73	0
Israël	74	90	6115	28	3	2
Liban	18	219	3748	7	6	0
Syrie	71	1250	1333	0	26	1
Turquie	339	1166	1217	0	42	13
<b>Moy. élément</b>	<b>113</b>	<b>802</b>	<b>3678</b>	<b>73</b>	<b>30</b>	<b>3</b>
<b>Moyenne approx.:</b>	<b>129</b>	<b>695</b>	<b>2874</b>	<b>106</b>	<b>29</b>	<b>10</b>

<sup>1</sup> Données établies d'après:  
 UNEP Environmental Data Report 1989/90  
 World Resource Institute Report 1988/89

Un modèle généralisé. On obtient foncièrement le même ordre de grandeur à partir de l'approche du modèle modifié. Dans ce dernier, on admet que la charge totale générée est proportionnelle à la population humaine et à son potentiel agro-industriel. A cette fin, on suppose que la contribution de la charge provenant des activités agricoles (élevage et cultures, etc.) est corrélée à la densité de population et au niveau de développement agricole, et l'indice de ce dernier devrait à son tour être la quantité d'engrais utilisée par unité de terre cultivée. Cette procédure évite d'accorder une importance élevée aux zones d'agriculture extensive dominante (par ex., élevage ovin et caprin) en mettant par contre l'accent sur les zones de culture et d'élevage intensifs. De fait, il existe une vague relation inversement proportionnelle entre les rapports d'ovins et caprins/habitant et d'utilisation d'engrais/hectare (cf. tableau 11).

Tableau 11

Secteurs d'activités agronomiques à densité élevée et faible selon les pays

	Elevée		Faible
1) Utilisation des engrais: kg/ha		kg/ha	
Egypte	357	Espagne	75
France	308	Malte	62
Israël	198	Turquie	58
Italie	170	Chypre	45
Grèce	165	Syrie	35
Albanie	140	Maroc	31
Yougoslavie	121	Algerie	27
Liban	119	Tunisie	17
		Libye	8
Moy+/-ET 114+/-98 kg/ha			
2) Elevage bovin		Bovins/1000 hts	
France	424	Maroc	113
Turquie	339	Tunisie	89
Yougoslavie	224	Grèce	77
Albanie	199	Israël	74
Italie	158	Syrie	71
Espagne	131	Algerie	70
		Chypre	61
		Egypte	59
		Libye	55
		Malte	37
		Liban	18
Moy+/-ET 129+/-107 hts			
3) Elevage ovin/caprin:		ovins et caprins/1000 hts	
Libye	1776	Albanie	630
Grèce	1491	Espagne	526
Chypre	1286	Yougoslavie	334
Syrie	1250	Liban	219
Turquie	1166	France	219
Tunisie	943	Italie	184
Algerie	823	Egypte	109
Maroc	748	Israël	90
		Malte	26
Moy+/-ET 695+/-531 ovins et caprins/1000 hts			

A cette fin, on a retenu dans le modèle les hypothèses suivantes:

- i) l'estimation de la génération d'azote et de phosphore par la population est assez exacte;

- ii) sur la charge domestique et industrielle générée, une certaine fraction minimale est retenue et recyclée dans le bassin;
- iii) les estimations en pourcentage des charges générés par la population varient dans certaines limites de la charge totale générée dans le bassin;
- iv) il est plausible d'admettre que le taux de contribution de la population se situe dans une fourchette de 20 à 60% pour l'azote, et de 40 à 80% pour le phosphore (voir plus haut);

Tableau 12a

Cheptels des pays méditerranéens<sup>1</sup> estimés pour les bassins riverains de la Méditerranée

	Animaux (milliers)						Total:
	Bovins	Ovins/ Caprins	Volaille	Porcins	Equidés	Buffles, chameaux	
Phosphore généré en t/an							
Albanie	4.492	1.536	850	798	1.009	17	8.702
France	37.011	2.062	6.862	9.073	648	0	55.655
Grèce	5.026	10.569	4.575	3.723	2.896	8	26.976
Italie	66.918	8.434	18.870	34.702	3.515	896	133.335
Malte	104	8	170	342	17	0	641
Monaco	0	0	0	0	0	0	0
Espagne	13.391	5.835	3.179	15.377	1.702	0	39.484
Yougoslavie	4.286	690	1.365	3.649	463	39	10.492
<b>Total élément</b>	<b>131.227</b>	<b>29.134</b>	<b>35.871</b>	<b>67.663</b>	<b>10.250</b>	<b>960</b>	<b>275.105</b>
Algerie	5.948	7.571	1.980	10	3.312	590	19.412
Egypte	7.199	1.445	3.052	72	5.745	8.381	25.894
Libye	938	3.245	2.908	0	557	992	8.640
Maroc	2.833	2.029	867	5	1.863	77	7.673
Tunisie	3.279	3.745	1.907	11	2.092	1.092	12.127
<b>Total élément</b>	<b>20.198</b>	<b>18.036</b>	<b>10.714</b>	<b>98</b>	<b>13.569</b>	<b>11.132</b>	<b>73.746</b>
Chypre	303	688	680	832	426	0	2.930
Israël	1.577	208	3.000	310	65	59	5.219
Liban	355	467	1.700	76	139	0	2.738
Syrie	605	1.155	262	0	258	9	2.288
Turyuie	25.073	9.329	2.069	9	3.691	1.093	41.264
<b>Total élément</b>	<b>27.913</b>	<b>11.847</b>	<b>7.711</b>	<b>1.227</b>	<b>4.580</b>	<b>1.160</b>	<b>54.437</b>
<b>Total</b>	<b>179.337</b>	<b>59.017</b>	<b>54.296</b>	<b>68.988</b>	<b>28.398</b>	<b>13.252</b>	<b>403.289</b>
<sup>1</sup> Données établies d'après: UNEP Environmental Data Report 1989/90 World Resource Institute Report 1988/89 Coefficients utilisés:						Total	403.289 t/an
kg/ind/an	7,4	0,8	0,17	3,8	8,7	8,7	

- v) la perte d'azote et de phosphore provenant de l'utilisation du sol (comprenant les cultures et l'élevage) est fonction du niveau de développement agricole, lequel est supposé proportionnel à l'intensité de l'engrais employé.

Tableau 12b

Cheptels des pays méditerranéens<sup>1</sup> estimés pour les bassins riverains de la Méditerranée

	Animaux (milliers)						Total:	
	Bovins	Ovins/ Caprins	Volaille	Porcins	Equidés	Buffles, chameaux		
Azote généré en t/an								
Albanie	33.264	9.408	2.400	2.373	7.192	124	54.761	
France	274.081	12.628	19.375	26.979	4.617	0	337.680	
Grèce	37.217	64.736	12.919	11.070	20.636	56	146.634	
Italie	495.556	51.661	53.280	103.192	25.048	6.386	735.123	
Malte	767	49	480	1.017	124	0	2.437	
Monaco	0	0	0	0	0	0	0	
Espagne	99.163	35.738	8.976	45.727	12.129	0	201.734	
Yougoslavie	31.742	4.227	3.854	10.850	3.298	277	54.248	
<b>Total élément</b>	<b>971.790</b>	<b>178.447</b>	<b>101.284</b>	<b>201.208</b>	<b>73.044</b>	<b>6.842</b>	<b>1.532.615</b>	
Algerie	44.048	46.374	5.592	30	23.605	4.202	123.851	
Egypte	53.313	8.849	8.616	215	40.939	59.729	171.662	
Libye	6.944	19.878	8.211	0	3.967	7.071	46.071	
Maroc	20.981	12.427	2.447	14	13.277	546	49.693	
Tunisie	24.284	22.940	5.385	32	14.911	7.782	75.334	
<b>Total élément</b>	<b>149.571</b>	<b>110.469</b>	<b>30.251</b>	<b>290</b>	<b>96.700</b>	<b>79.329</b>	<b>466.610</b>	
Chypre	2.247	4.214	1.920	2.475	3.038	0	13.894	
Israël	11.679	1.274	8.471	920	463	421	23.228	
Liban	2.630	2.862	4.800	226	992	0	11.510	
Syrie	4.477	7.072	739	0	1.841	61	14.189	
Turquie	185.672	57.140	5.843	28	26.303	7.786	282.772	
<b>Total élément</b>	<b>206.705</b>	<b>72.561</b>	<b>21.773</b>	<b>3.649</b>	<b>32.636</b>	<b>8.268</b>	<b>345.592</b>	
<b>Total</b>	<b>1.328.066</b>	<b>361.477</b>	<b>153.308</b>	<b>205.147</b>	<b>202.380</b>	<b>94.440</b>	<b>2.344.818</b>	
<sup>1</sup> Données établies d'après: UNEP Environmental Data Report 1989/90 World Resource Institute Report 1988/89 Coefficients utilisés:							TOTAL:	2.344.818 t/an
kg/ind/an	54,8	4,9	0,48	11,3	62	62		

Pour i), on a recours aux chiffres de population donnés au tableau 6 en retenant 4,4 et 0,54 kg par habitant et par an de production métabolique d'azote et de phosphore, respectivement. Pour ii), on admet en outre que la valeur de l'azote total généré par les sources domestiques, industrielles et apparentées est de 1,2 fois, et celle du phosphore total de 2,3 fois supérieure à la valeur métabolique (qui inclut les polyphosphates des détergents<sup>6</sup>) et due à d'autres sources, et que pour l'azote comme pour le phosphore 50%

<sup>6</sup> Pour certains pays, comme l'Italie, ayant instauré une législation qui limite la teneur en polyphosphates des détergents, il se pourrait que le chiffre de 2,3 soit quelque peu excessif dans les conditions actuelles

sont retenus dans le bassin que ce soit par les stations d'épuration, les fosses septiques ou d'autres moyens. Grâce à cette hypothèse simplificatrice, les valeurs de la population peuvent être directement utilisées pour les autres calculs.

Les hypothèses iii), iv) et i) sont alors combinées pour calculer un tableau en recourant à diverses hypothèses concernant le taux de base à attribuer aux exportations du bassin au moyen de la formule simplifiée suivante:

$$\text{Exportation totale} = M * ex * \{1 + [\% \text{ de base}(100 - \% \text{ de base}) * F.f.],$$

où M= azote ou phosphore généré par la population;

ex= facteur d'exportation:0,6 pour l'azote, 1,15 pour le phosphore;

% de base= admis pour toutes les charges diffuses quelque soit le pays;

F.f.= facteur d'utilisation des engrais par pays, ainsi qu'il est calculé au tableau 9.

Les estimations correspondantes sont données sur les tableaux 13a et 13b. Ainsi, la limite supérieure de la charge totale d'azote serait d'environ 2,7 millions t/an, la limite inférieure d'environ 0,8 million t/an. Les valeurs correspondantes pour le phosphore seraient de 0,3 et 0,13 million t/an, respectivement. Sur ces valeurs, environ 65% proviendraient des pays européens situés au nord/nord-ouest, 25% des pays africains situés au sud, et 10% des autres pays situés à l'est/nord-est du bassin méditerranéen.

Dans quelles mesure ces estimations sont-elles valables? Il est manifeste, vu les simplifications, que le degré d'exactitude n'est vraisemblablement guère élevé pour aucun des pays recensés, mais la fourchette dans laquelle se situent les charges totales réelles est acceptable. Si l'on retient l'Italie comme pays test, lequel n'est pas seulement celui que l'on connaît le mieux mais aussi celui qui contribue comparativement le plus à la charge méditerranéenne, son exportation totale d'azote devrait osciller de 0,3 à 1 million t/an, et son exportation totale de phosphore de 0,027 à 0,058 million t/an. Marchetti (1987) a estimé la charge d'azote total généré à 0,66 million de tonnes (dont 27% provenant des eaux usées domestiques et de l'industrie) et la charge de phosphore total générée à 0,048 million de tonne (dont 54% d'origine domestique et industrielle), ce qui recoupe la fourchette de nos estimations. Ainsi peut-on conclure que la charge de base diffusée se situe entre 60 et 80% pour l'azote, et entre 20 et 40% pour le phosphore. S'agissant des autres pays, on ne peut procéder à des comparaisons qu'à propos du phosphore grâce aux estimations établies par Vighi et Chiaudani (1987) pour quelques pays européens. Si l'on ajuste ces valeurs à la population résidente, les estimations de Vighi *et al.*, donneraient 3.600 t pour l'Albanie, 20.300 t pour la France, 13.500 t pour la Grèce, 61.000 t pour l'Italie, 22.500 t pour l'Espagne et 4.100 t pour la Yougoslavie. Exprimés en contribution des sources diffuses, ces chiffres sont comparables aux 40 à 50% retenus pour nos présentes estimations.

Si l'on étend ces conclusions à l'ensemble du bassin méditerranéen, la charge d'azote total d'origine tellurique la plus plausible se situerait dans un intervalle de 1,5 à 2,5 millions de tonnes, et celle de phosphore total dans un intervalle de 0,15 à 0,25 million de tonnes. Ces chiffres sont très comparables aux rapports N/P des cours d'eau (rapport N/P des cours d'eau variant de 5 à 15, cf. tableau 2 et figure 4).

c) Estimations des déversements des cours d'eau.

De bonnes estimations expérimentales des déversements des cours d'eau sont difficiles à réaliser, même dans des conditions favorables. Les conditions météo-climatiques jouent un rôle majeur: lors des années sèches, les charges des cours d'eau peuvent être nettement inférieures à la moyenne, et lors des années humides d'importantes fractions de

la charge totale peuvent être entraînées au cours de quelques périodes de déversement maximal. Ainsi, dans leur étude consacrée au Pô, Provini et al. (1992) ont relevé une charge de phosphore baissant à 7.000-10.000 t/an lors des années sèches et s'élevant à 18.000-20.000 t/an lors des années humides. Par conséquent, les estimations de la charge calculées à partir de données portant sur une ou deux années seulement, constituées de mesures peu fiables du débit et d'échantillonnages espacés, pourraient induire complètement en erreur.

Tableau 13a

Estimation de la charge totale d'azote à la mer Méditerranée pour 3 postulats de charge de base en % de sources diffuses corrigés en fonction de la quantité d'engrais utilisée/ht selon les pays

	Postulat de base % génééré par la population		Estimation de la charge totale de N			Estimation effective en % de sources ponctuelles <sup>1</sup>		
	t/an	F.f.	80%	60%	40%			
	t/an	F.f.	t/an	t/an	t/an			
Albanie	13.420	1,23	47.647	22.900	14.651	17%	35%	55%
France	51.876	2,70	367.855	157.399	87.247	8%	20%	36%
Grèce	38.993	1,45	158.987	74.242	45.994	15%	32%	51%
Italie	252.120	1,49	1.054.547	490.000	301.818	14%	31%	50%
Malte	1.685	0,54	3.213	1.837	1.378	31%	55%	73%
Monaco	119	0,00	71	71	71	100%	100%	100%
Espagne	60.984	0,66	132.982	72.737	52.656	28%	50%	69%
Yougoslavie	11.361	1,06	35.787	17.680	11.645	19%	39%	59%
<b>Total élément</b>	<b>430.558</b>		<b>1.801.090</b>	<b>836.868</b>	<b>515.461</b>	14%	31%	50%
	64%		67%	66%	66%			
Algerie	50.600	0,24	59.152	41.157	35.159	51%	74%	86%
Egypte	72.648	3,13	590.174	248.559	134.687	7%	18%	32%
Libye	10.050	0,07	7.724	6.665	6.312	78%	90%	96%
Maroc	14.916	0,27	18.695	12.604	10.574	48%	71%	85%
Tunisie	21.846	0,15	20.934	16.043	14.412	63%	82%	91%
<b>Total élément</b>	<b>170.060</b>		<b>696.680</b>	<b>325.027</b>	<b>201.143</b>	15%	31%	51%
	25%		26%	26%	26%			
Chypre	2.944	0,40	4.558	2.813	2.231	39%	63%	79%
Israël	12.698	1,74	60.607	27.490	16.450	13%	28%	46%
Liban	11.739	1,04	36.484	18.084	11.950	19%	39%	59%
Syrie	5.082	0,31	6.798	4.455	3.674	45%	68%	83%
Turquie	44.000	0,51	80.183	46.569	35.364	33%	57%	75%
<b>Total élément</b>	<b>76.463</b>		<b>188.630</b>	<b>99.410</b>	<b>69.670</b>	24%	46%	66%
	11%		7%	8%	9%			
<b>Total t/</b>	<b>677.081</b>		<b>2.686.400</b>	<b>1.261.305</b>	<b>786.274</b>	<b>15%</b>	<b>32%</b>	<b>52%</b>
Estimation de la charge totale: = 0,6*Pop-N* {1 + [% de base/(100 - % de base)]* facteur F}								

<sup>1</sup> En conséquence: charge diffuse effective en % = 100 - charge des sources ponctuelles en %



Tableau 13b

Estimation de la charge totale de phosphore à la mer Méditerranée pour 3 postulats de charge de base en % de sources diffuses corrigés en fonction de la quantité d'engrais utilisée/ht selon les pays

	Postulat de base % généralisé par la population		Estimation de la charge totale de P			Estimation effective en % de sources ponctuelles <sup>1</sup>		
	t/an	F.f.	60%	40%	20%			
	t/an	F.f.	t/an	t/an	t/an			
Albanie	1.647	1,23	5.387	3.446	2.476	35%	55%	76%
France	6.367	2,70	37.025	20.523	12.272	20%	36%	60%
Grèce	4.785	1,45	17.464	10.819	7.497	32%	51%	73%
Italie	30.942	1,49	115.261	70.996	48.863	31%	50%	73%
Malte	207	0,54	432	324	270	55%	73%	88%
Monaco	15	0,00	17	17	17	100%	100%	100%
Espagne	7.484	0,66	17.110	12.386	10.024	50%	69%	86%
Yougoslavie	1.394	1,06	4.159	2.739	2.029	39%	59%	79%
<b>Total élément</b>	<b>52.841</b>		<b>196.854</b>	<b>121.250</b>	<b>83.448</b>	31%	50%	73%
	64%		66%	66%	65%			
Algerie	6.210	0,24	9.681	8.270	7.565	74%	86%	94%
Egypte	8.916	3,13	58.468	31.682	18.289	18%	32%	56%
Libye	1.233	0,07	1.568	1.485	1.443	90%	96%	98%
Maroc	1.831	0,27	2.965	2.487	2.248	71%	85%	94%
Tunisie	2.681	0,15	3.774	3.390	3.198	82%	91%	96%
<b>Total élément</b>	<b>20.871</b>		<b>76.455</b>	<b>47.314</b>	<b>32.744</b>	31%	51%	73%
	25%		26%	26%	25%			
Chypre	361	0,40	662	525	456	63%	79%	91%
Israël	1.558	1,74	6.466	3.870	2.571	28%	46%	70%
Liban	1.441	1,04	4.254	2.811	2.090	39%	59%	79%
Syrie	624	0,31	1.048	864	772	68%	83%	93%
Turquie	5.400	0,51	10.954	8.319	7.001	57%	75%	89%
<b>Total élément</b>	<b>9.384</b>		<b>23.384</b>	<b>16.388</b>	<b>12.890</b>	46%	66%	84%
	11%		8%	9%	10%			
<b>Total t/</b>	<b>83.096</b>		<b>296.693</b>	<b>184.953</b>	<b>129.083</b>	<b>32%</b>	<b>52%</b>	<b>74%</b>
					<b>Moy:</b>	<b>50%</b>	<b>66%</b>	<b>82%</b>
Estimation de la charge totale: = 1,15*Pop-P* {1 + [% de base/(100 - % de base)]* facteur F}								

<sup>1</sup> En conséquence: charge diffuse effective en % = 100 - charge des sources ponctuelles en %

Malheureusement, les estimations de la charge des cours d'eau de Méditerranée sont insuffisantes pour permettre des comparaisons valables. Ainsi ne peut-on éviter d'étendre les données existantes au-delà de leur intervalle de validité. Le PNUE (UNEP, 1984) recense les débits et les dimensions des bassins hydrographiques de 69 cours d'eau représentant de 50 à 60% du bassin entourant la Méditerranée. Pour utiliser ces chiffres en vue des estimations de la charge d'éléments nutritifs, on admet que les coefficients

d'exportation calculés pour les 4 fleuves italiens plus le Rhône sont valables pour l'ensemble de la Méditerranée. Les estimations respectives des charges fluviales d'azote et de phosphore sont recensées pour les 10 bassins de la Méditerranée définis par le PNUE (cf. tableau 14).

Si les divers chiffres paraissent assez valables pour les cours d'eau de l'arc nord, ils sont très incertains pour ceux des autres régions. Les chiffres de pays qui ne sont drainés que partiellement dans la Méditerranée et/ou possèdent de vastes zones improductives mal drainées (comme les oueds) sont difficiles à évaluer. Par conséquent, les diverses estimations ne peuvent être trop précises mais les charges totales, à l'exclusion du Nil, se monteraient respectivement à environ 1 million t/an pour l'azote, et à 0,14 t/an pour le phosphore.

Outre les incidences des vastes systèmes d'irrigation aménagés dans plusieurs pays méditerranéens, il est difficile d'évaluer l'exportation d'éléments nutritifs sans procéder à des mesures effectives. Il est donc impossible de préciser quels effets ont eu sur les rejets d'éléments nutritifs dans la Méditerranée la construction du Grand Barrage d'Assouan, la fermeture d'un bras du Nil et les modifications des pratiques agricoles en Egypte. L'ancien système d'irrigation développé depuis des millénaires et qui est en majeure partie drainé dans les lacs du delta du nord joue un rôle important de réservoir de phosphore et d'azote. D'autre part, l'utilisation d'engrais a enregistré une hausse spectaculaire en Egypte lors des dernières décennies (cf. tableau 9). Elster et Vollenweider (1961), Vollenweider et Samaan (1972), étudiant les lacs Mariout, Edku et l'Hydrodrome Nousha ont constaté en 1957-59 que ce dernier était encore oligo-mésotrophe, alors que le lac Mariout recevant des eaux urbaines non traitées d'une partie de la ville d'Alexandrie était déjà hypertrophe. Mais les conditions trophiques de l'Hydrodrome de Nousha, qui reçoit les eaux de drainage des terres, se sont entre-temps fortement dégradées. Il se peut donc que, bien que le débit moyen du Nil ait décliné notablement, les concentrations aient augmenté, mais probablement pas au point de restituer l'ancienne charge d'éléments nutritifs.

En ce qui concerne les charges totales, des incertitudes entourent les rejets directs dans les eaux marines de villes et municipalités côtières qui ne sont pas drainées dans des cours d'eau importants. En revanche, les charges totales estimatives des nutrilites provenant des déversements des cours d'eau concordent assez bien avec les estimations du modèle précité, lesquelles, prises à leurs valeurs nominales, confirmeraient dans une grande mesure les chiffres obtenus par d'autres méthodes.

Les estimations PNUE pour 1976 (UNEP, 1984). Se fondant sur des données très clairsemées, un groupe d'experts PNUE qui s'est réuni à deux reprises en 1976, a estimé de 800.000 à 1.200.000 t/an la charge d'azote provenant de la population résidente et des cours d'eau se jetant dans la Méditerranée, et de 260.000 à 460.000 t/an la charge correspondante de phosphore. Si les estimations de la charge fractionnelle de la population côtière (44 millions d'habitants) ainsi que de l'industrie et l'agriculture (environ 200.000 t/an d'azote et 57.000 t/an de phosphore) sont assez comparables à la tendance de nos propres estimations, les estimations de la charge indirecte résultant du drainage de l'arrière-pays par les cours d'eau pourraient être faibles pour l'azote (600.000 à 1.000.000 t) mais être nettement en excédent pour le phosphore (200.000 à 400.000 t) par rapport à nos estimations. La charge moyenne respective de N/P des cours d'eau tournerait autour de 2,5 à 3, ce qui n'est en aucune manière corroboré par les estimations et mesures directes. De ce fait, les estimations par Berthoux de la charge échangée entre la Méditerranée et l'Atlantique par le détroit de Gibraltar (cf. plus bas) sont sujettes à caution.

Tableau 14

Régions et fleuves de la Méditerranée

Nom de la région	Etat	Fleuves	Déversement m <sup>3</sup> /sec	Superficie 10 <sup>3</sup> km <sup>2</sup>	Estimations des charges superf.*	
					Azote 10 <sup>3</sup> t/an	Phosphore 10 <sup>3</sup> t/an
1 Mer d'Alboran	Espagne	1				
	Maroc	5				
	<b>Total</b>	<b>6</b>	<b>120,2</b>	<b>56,42</b>	<b>121,71</b>	<b>16,55</b>
2 Nord-Ouest	Espagne	9				
	France	8				
	Italie	1				
	<b>Total</b>	<b>18</b>	<b>2725,7</b>	<b>229,25</b>	<b>297,60</b>	<b>40,47</b>
3 Sud-Ouest	Espagne	1				
	Algerie	5				
	Italie	1				
	<b>Total</b>	<b>7</b>	<b>107</b>	<b>79,4</b>	<b>99,25</b>	<b>13,50</b>
4 Tyrrhénienne	Italie	3				
	Tunisie	1				
	<b>Total</b>	<b>4</b>	<b>388</b>	<b>46,9</b>	<b>58,63</b>	<b>7,97</b>
5 Adriatique	Italie	11				
	Yougoslavie	4				
	Albanie	3				
	<b>Total</b>	<b>18</b>	<b>3365,2</b>	<b>145,75</b>	<b>182,19</b>	<b>24,78</b>
6 Ionienne	Grèce	1				
	Italie	1				
	<b>Total</b>	<b>2</b>	<b>180</b>	<b>1,4</b>	<b>29,51</b>	<b>4,01</b>
7 Centrale		0				
8 Egée	Grèce	6				
	Turquie	1				
	<b>Total</b>	<b>7</b>	<b>1020</b>	<b>80,65</b>	<b>169,47</b>	<b>23,05</b>
9 Nord-Est	Turquie	3				
	Chypre	1				
	<b>Total</b>	<b>4</b>	<b>431,02</b>	<b>41,33</b>	<b>51,66</b>	<b>7,03</b>
10 Sud-Est	Israël	2				
	Egypte	1				
	<b>Total</b>	<b>3</b>	<b>501,02</b>	<b>2961,2</b>	<b>1,50</b>	<b>0,20</b>
	<b>Totaux</b>		<b>8838,14</b>	<b>3642,3</b>	<b>1011,52</b>	<b>137,57</b>

Données sur les déversements et le bassin tirées de UNEP 1984

Remarque: quelques superficies manquantes ont été interpolées

\* Coeff. d'export. utilisés: Azote 1,25 t/km<sup>2</sup>/an; Phosphore 0,17t/km<sup>2</sup>/an

Les estimations des charges de la région 10 ne comprennent pas les charges du Nil

d) Dépôts éoliens

En dehors de l'apport d'éléments nutritifs aux eaux marines par les déversements des cours d'eau et les rejets directs, le dépôt éolien d'azote, de phosphore et d'autres oligo-éléments inorganiques et organiques par les courants atmosphériques à partir de sources entourées par les terres a, au cours des dernières décennies, augmenté en se surajoutant à l'apport naturel et lent de nombreux composés organiques et inorganiques. Le dépôt éolien se produit essentiellement soit sous forme de dépôt sec de matières particulières résultant en grande partie de l'érosion et du transport par les vents (par ex.: engrais entraînés par des tourbillons) soit sous forme de lavages par les précipitations. Selon le GESAMP (1989), le dépôt éolien humide d'azote représente environ 60 à 70% du dépôt océanique total de la planète. En outre, sur le total, environ 60% revêtent des formes chimiques azotées oxydées.

Les débits des flux varient considérablement d'une région à l'autre, mais ils sont le plus élevés dans l'hémisphère Nord. Les débits moyens de flux dans l'Atlantique Nord ont été estimés à  $0,24 \text{ g/m}^2/\text{an}$ , mais au-dessus de la mer du Nord et de la mer Baltique, des débits de flux de  $0,6$  à  $1 \text{ g/m}^2/\text{an}$  sont plus typiques, probablement en raison des quantités élevées d'engrais épandus dans les pays environnants (cf. également Vollenweider, 1968). Par contre, la valeur de  $4,1 \text{ g/m}^2/\text{an}$  communiquée pour la Méditerranée occidentale (Martin *et al.*, 1989) ne paraît pas être assez élevée pour l'ensemble de la Méditerranée. L'apport éolien d'azote dans le nord-ouest de la Méditerranée devrait être équivalent à celui des déversements des cours d'eau et des rejets directs ( $350.000$  contre  $400.000 \text{ t/an}$ ; 1.c). Mais si l'on retient une valeur plus prudente de  $0,1-0,2 \text{ g/m}^2$  pour l'ensemble de la Méditerranée, qui concorde mieux avec l'estimation pourtant supérieure de Berthoux de  $0,075 \text{ g/m}^2/\text{an}$  mesurée près de Nice (Berthoux, 1986), l'apport éolien d'azote pourrait être de l'ordre de  $250.000$  à  $500.000 \text{ t/an}$ . De même que pour les apports des cours d'eau, la majeure partie devrait probablement se déposer le long de l'arc nord. En dépit de ces incertitudes, le dépôt éolien d'azote dans la mer Méditerranée devrait représenter une contribution substantielle à la charge totale d'azote.

Le dépôt atmosphérique en mer Méditerranée de l'azote d'origine tellurique anthropique s'est élevé en 1991 (tableau 15) à  $648 \times 10^3 \text{ t/an}$  pour l'azote oxydé ( $\text{NO}_x$ ), à  $419 \times 10^3 \text{ t/an}$  pour l'azote réduit ( $\text{NH}_y$ ) et à  $1.067 \times 10^3 \text{ t/an}$  pour l'azote total ( $\text{N}_{\text{tot}}$ ) d'après les calculs du Centre de synthèse météorologique -Est (MSC-E) du Programme concerté de surveillance continue et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe (EMEP) en cours de d'exécution au titre de la Convention de la CEE(ONU) sur le transport de la pollution atmosphérique à longue distance (Erdman *et al.*, 1994). Le volume déposé (débit) d'azote total a présenté des valeurs maximales en mer Adriatique, en mer Tyrrhénienne, en mer Egée et au nord-ouest de la Méditerranée ( $1,09$ ;  $0,71$ ;  $0,61$  et  $0,60 \text{ g/m}^2.\text{an}$ , respectivement), et des valeurs minimales dans les régions de la mer d'Alboran et du sud-est ( $0,20$  et  $0,26 \text{ g/m}^2.\text{an}$ , respectivement). Le débit de dépôt moyen d'azote total sur la mer Méditerranée a été de  $0,46 \text{ g/m}^2.\text{an}$ . Les calculs ont été effectués sur la base des conditions météorologiques réelles de l'année 1991 et des données concernant les émissions atmosphériques communiquées par les gouvernements ou estimées par le Centre MSC-E (tableau 16). Il convient de noter que 31% de l'azote total (39% de  $\text{NO}_x$  et 18% de  $\text{NH}_y$ ) provenait de pays non méditerranéens. Parmi les pays méditerranéens, ceux qui contribuent le plus au dépôt d'azote en mer par la voie atmosphérique sont l'Italie (29%), la Grèce (11%), la France (11%), l'Espagne (10%) et la Turquie (5%).

Tableau 15

Dépôt atmosphérique d'azote en mer Méditerranée et dans ses sous-régions (d'après Erdman et al., 1994)

Région	Estimations du dépôt, 10 <sup>3</sup> t/an		
	NO <sub>x</sub>	NH <sub>y</sub>	N <sub>tot</sub>
1 Alboran	6,2	9,8	16,0
2 Nord-ouest	109,6	65,2	174,8
3 Sud-ouest	63,5	49,3	112,8
4 Tyrrhénienne	99,7	55,5	155,2
5 Adriatique	70,1	52,3	122,4
6 Ionienne	69,7	33,8	103,5
7 Centrale	79,6	40,5	120,1
8 Egée	75,4	46,8	122,2
9 Nord-est	18,8	25,7	44,5
10 Sud-est	55,4	40,4	95,8
Total	648,0	419,3	1067,3

Tableau 16

Emissions atmosphériques d'azote en 1991 en provenance des pays méditerranéens\* (d'après Erdman et al., 1994)

Pays émetteurs	Emissions, 10 <sup>3</sup> t/an		
	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	(N <sub>tot</sub> )
Albanie	(12)	(25)	37
France	551	(636)	1.187
Grèce	227	(64)	291
Italie	536	(338)	874
Espagne	255	(282)	537
Turquie	(61)	(395)	456
Yougoslavie (ex-)	128	(174)	302
Maroc*	(2)	(3)	5
Algérie*	(15)	(82)	97
Tunisie*	(6)	(38)	44
Libye*	(7)	(34)	41
Malte	(1)	(1)	2
Chypre	(2)	(2)	4
Syrie	(9)	(58)	67
Liban	(3)	(9)	12
Israël*	(24)	(16)	40
Egypte*	(15)	(33)	48
Total	1.854	2.190	4.044

- \* - Dans les limites de la zone retenue pour les calculs (voir Erdman et al., 1994)  
 () - estimations

Les estimations des flux éoliens de phosphore sont plus rares au plan mondial. On a relevé des flux d'origine terrestre de 10 à 50 mg/m<sup>2</sup>/an, et il est plausible d'estimer la charge éolienne atteignant la Méditerranée à des valeurs comprises entre 25.000 et 50.000 t/an. Néanmoins, il n'est pas justifié pour le moment de tenir ces valeurs pour définitives.

e) Charge échangée entre la mer Noire et l'Atlantique

Avec la Méditerranée, l'échange net moyen d'eaux avec la mer Noire est de l'ordre de 6.000 m<sup>3</sup>/sec (12.600-6.100 m<sup>3</sup>/sec), et celui avec l'Atlantique à travers le détroit de Gibraltar se monte à quelque 70.000 m<sup>3</sup>/sec (1.750.000-1.680.000 m<sup>3</sup>/sec) (Svedrup, 1943). Des estimations récentes de l'échange avec l'Atlantique, établies par Berthoux (1979) sont légèrement inférieures mais pas foncièrement différentes (1.680.000 et 1.600.000, soit 53 et 50,5\*10<sup>12</sup>m<sup>3</sup>/an, respectivement).

Le transfert et l'échange de polluants entre la mer Noire - par la mer de Marmara - et la mer Egée ont été étudiés par Aubert et al. (1990). Les auteurs notent que l'azote et le phosphore dissous augmentent du Bosphore aux Dardanelles, mais ils ne communiquent pas de chiffres. La production de N et de P par la seule ville d'Istanbul se monte au moins à environ 14.000 et 2.500 t/an, respectivement. Sur ces chiffres, on peut admettre qu'au moins 50% sont retenus dans la mer de Marmara. Ainsi, l'accroissement de la charge depuis cette source jusqu'à l'ensemble de la Méditerranée reste modeste (environ 1-2%), mais la charge relative atteignant le nord de la mer Egée doit être beaucoup plus élevée.

L'échange avec l'Atlantique est par contre un facteur important conditionnant le bilan des éléments nutritifs pour la Méditerranée. Berthoux (1979, 1986), après évaluation des données disponibles, en a déduit des valeurs pour l'échange d'azote et de phosphore à travers le détroit de Gibraltar (tableau 17). En ce qui concerne les sorties totales d'eaux profondes, il admet que la majeure partie de l'azote et du phosphore est inorganique en retenant des concentrations moyennes de 6 mmol/m<sup>3</sup> pour N(NO<sub>3</sub>) et de 0,28 mmol/m<sup>3</sup> pour le phosphore inorganique multipliée par le débit correspondant. S'agissant des estimations des entrées d'azote total de l'Atlantique dans la Méditerranée, les auteurs envisagent trois hypothèses pour l'AON en excédent de l'azote inorganique mesuré et élaborent une théorie, à partir des soldes déficitaires respectivement estimés, sur l'ampleur possible de la fixation d'azote par les cyanobactéries (*Trichodesmium*), les macrophytes (*Posidonium*) et leurs épiphytes se développant en Méditerranée. Par contre, la charge de phosphore inorganique a été simplement déduite comme solde déficitaire en recourant aux données PNUE sur la charge des cours d'eau. Les estimations correspondantes sont récapitulées sur le tableau 18.

Les considérations de Berthoux sont intéressantes mais soulèvent plusieurs questions sérieuses. En ce qui concerne l'azote, les chiffres paraissent être en accord avec nos estimations sur la charge des cours d'eau et le dépôt éolien, alors que le bilan phosphore ne peut guère être étayé par nos chiffres. Nos propres estimations de la charge sont environ la moitié des chiffres du PNUE. En outre, les bilans estimatifs de Berthoux restent en tout cas partiels en négligeant la rétention par sédimentation de l'azote comme du phosphore et les pertes d'azote par dénitrification. Cependant, il se pourrait que la rétention d'azote et la dénitrification soient compensées par la contribution éolienne. Si nos chiffres sont corrects quant à l'ordre de grandeur, la charge d'azote d'origine éolienne pourrait constituer 15 à 25% du total.

Une égalisation semblable ne peut être postulée pour le phosphore tant que la contribution éolienne reste inconnue. De plus, il ne semble pas que, dans l'ensemble, les divergences puissent s'expliquer par des hausses de concentration dues à des rejets accrus

d'éléments nutritifs d'origine tellurique puisque les concentrations en eaux profondes en Méditerranée sont restées pratiquement constantes au cours des deux dernières décennies (cf. les données communiquées par Coste, 1969; McGill, 1969; Krom et al., 1991). Il est plus vraisemblable que: a) les estimations PNUC de la charge de phosphore ont été surévaluées, ce que l'on peut conclure d'un rapport N/P d'une faiblesse inacceptable (6,4 par atome=2,9 par poids) qui tranche sur nos propres données; b) le bilan flux de retour de 77.500 t/an est une sous-estimation. Si l'on retient notre estimation de charge maximale d'origine tellurique de 250.000 t/an, alors le déficit obtenu devrait se monter à 187.000 t/an. Si l'on admet une charge éolienne de 25.000 à 50.000 t/an (10% de la charge éolienne estimative d'azote), plus quelque 75.000 t/an de phosphore inorganique (Berthoux), plus 75.000 t/an sous forme organique particulaire et dissoute (en modifiant l'hypothèse 2 du tableau de Berthoux, au moyen d'un rapport P/N (at)=1/16, alors le total devrait correspondre au déficit estimé. Par conséquent, le flux de retour total de phosphore à travers le détroit devrait se monter à quelque 150.000 t/an.

Tableau 17

Bilan azote pour la Méditerranée recalculé d'après J.P. Béthoux (1979 et 1986)

Postulat -->	1	2	3	Phosphore t/an
	t/an			
Apport Atlantique:				
- inorganique	742.000	742.000	742.000	
- organique	0	742.000	1.484.000	
<b>Total</b>	<b>742.000</b>	<b>1.484.000</b>	<b>2.226.000</b>	77.500*
Sortie Médit.:	4.242.000	4.242.000	4.242.000	
Déficit de N à remplir	3.500.000	2.758.000	2.016.000	
Rejets terrestres:				
- inorganiques (UNEP)	1.036.000	1.036.000	1.036.000	
- organiques estimatifs	546.000	546.000	546.000	
<b>Total</b>	<b>1.582.000</b>	<b>1.582.000</b>	<b>1.582.000</b>	359.600
Précipitations:	182.000	182.000	182.000	
Fixation de N <sup>2</sup> estimée:	1.736.000	994.000	252.000	*

\* Valeurs à l'équilibre

Les pullulations algales le long du front Alméria-Oran sont courantes. Il est donc non seulement concevable mais probable qu'une partie du flux de retour des éléments nutritifs requis vers la mer d'Alboran prend naissance dans le bassin du Guadalquivir et que les eaux côtières riches en éléments nutritifs de cette région sont mélangées aux eaux pauvres en éléments nutritifs de l'Atlantique, ou absorbées le long de la côte. Cependant, pour vérifier cette hypothèse, il convient de réaliser des études plus détaillées autour des zones du détroit. Si cela est démontré, les programmes d'assainissement de la Méditerranée devraient également s'étendre aux zones extérieures responsables de rejets directs dans la Méditerranée. Naturellement, ce raisonnement serait également valable pour les échanges mer Noire-mer de Marmara.

Tableau 18

Charge d'azote et de phosphore par zones en g/m<sup>2</sup>/an  
exemples choisis\*

	Azote	Phosphore **
Baltique stricte (210.000 km <sup>2</sup> ):	4,3	0,3 (0,1-0,2)
mer du Nord (500.000 km <sup>2</sup> ):		
charge des échanges atl. + contribution atmosph.	4,2	0,9
Rejets fluviaux + directs	1,9	0,2
Partie interne Fjord d'Oslo (200 km <sup>2</sup> ):	17,0	3,0
Baie de Laholm (300 km <sup>2</sup> ):	24,0	1,4
Japon:		
Baie de Tokyo: (1.400 km <sup>2</sup> )	89,2	10,7 (0,5-1,0)
Baie d'Ise (170 km <sup>2</sup> )	43,4	5,8 (0,5-1,0)
Baie de Seto (22.000 km <sup>2</sup> )	8,2	0,8 (0,15-0,3)
Mer Adriatique: Côte de l'Emilie-Romagne (2.000 km <sup>2</sup> ) (P sous forme ortho-phosphate)	70,0	7,8 (0,4-0,8) 3,6
Mer Méditerranée (2.505.000 km <sup>2</sup> ) Apport tellurique + apport éolien	1,5\$0,5	0,15\$0,05 (#0,1)

\* Données établies d'après GESAMP, 1988

\*\* Les valeurs entre parenthèses indiquent les intervalles de tolérance de charge qui s'appliqueraient aux lacs de morphologie et hydrologie correspondantes

#### 4.6 Remarques finales

Pour récapituler, et nonobstant les nombreuses incertitudes qui rendent difficile le calcul d'estimations intégrales, les estimations de la charge atteignant la Méditerranée faites en b) sont vraisemblablement de l'ordre de grandeur correct. S'il en est bien ainsi, il conviendrait de revoir certains des chiffres hâtifs communiqués ailleurs. Vudkadin (1992) estime l'apport d'azote et de phosphore par les cours d'eau dans la seule mer Adriatique à 250.000 t et 82.000 t respectivement (N/P=3). Attenborough (1987) fait état de chiffres équivalents dans un livre de vulgarisation et communique également, comme valeurs de l'apport d'azote et de phosphore à l'arc Nord du bassin occidental, entre Gênes et Valence, 340.000 t de N et 115.000 t de P (N/P=3). Si l'apport d'azote pourrait se situer dans l'ordre de grandeur correct, la charge de phosphore paraît grossièrement surestimée, même si l'on double les estimations d'apport faites en (b) et pour lesquelles il n'y a du reste aucune justification à le faire<sup>7</sup>.

---

<sup>7</sup> Nous avons le sentiment que ces valeurs de P ont été calculées en prenant en compte l'ortho-phosphate et non P. Il s'agit là d'une erreur courante. La correction appropriée permettrait d'abaisser les charges à des chiffres acceptables



Une autre perspective qu'on peut dégager de ces estimations concerne la question de savoir si l'ensemble de la Méditerranée serait menacé par l'eutrophisation. La réponse est à chercher dans l'estimation de la charge moyenne par superficie due aux apports anthropiques d'éléments nutritifs. Si l'on retient les chiffres donnés en b), bien que négligeant les échanges mutuels avec l'Atlantique et la mer Noire, la charge moyenne d'azote par superficie pour l'ensemble de la Méditerranée serait de 1,5 \$ 0,5 g/m<sup>2</sup>/an, et celle de phosphore de 0,15 \$ 0,05 g/m<sup>2</sup>/an.

En comparant ces chiffres de la Méditerranée avec les chiffres connus pour d'autres régions marines (cf. tableau 18), on constate qu'ils sont encore très faibles. Par conséquent, on peut conclure avec certitude que la grande masse de la Méditerranée ne sera pas sérieusement menacée par l'eutrophisation au cours des prochaines décennies. Le problème est donc d'ordre local et régional, et il se limite en grande partie à des zones côtières et attenantes du large où il peut encore être très aigu, comme va en apporter la preuve l'examen, au chapitre 5 qui suit, des manifestations de l'eutrophisation sur le pourtour de la Méditerranée.

Toutefois, ces problèmes locaux et régionaux ne doivent en aucun cas être sous-estimés quant à leurs incidences potentielles socio-économiques et sanitaires sur le tourisme, l'aquaculture, la pêche et d'autres utilisations de l'eau (cf. chap. 6 et 7). Si les précautions et mesures qui s'imposent ne sont pas prises, et vu les prévisions d'accroissement de la population (cf. chap. 5) et de ses activités, ces problèmes pourraient s'aggraver au cours des 25 prochaines années.

Il s'ensuit toutefois que, bien que l'eutrophisation côtière en Méditerranée soit un problème très répandu, elle peut être maîtrisée s'il existe la volonté politique de prendre les mesures nécessaires.

## 5. ETENDUE DE L'EUTROPHISATION ET DES PROLIFERATIONS D'ALGUES EN MEDITERRANEE

### 5.1 Description générale de la Méditerranée

La Méditerranée est une mer située au carrefour de trois continents. Au nord, elle baigne le littoral méridional de l'Europe, au sud l'Afrique du Nord et à l'est l'Asie mineure. La péninsule italienne et la Sicile divisent la Méditerranée en bassin occidental et bassin oriental communiquant par le détroit de Sicile. La longueur du grand axe est-ouest est de 3.860 km; bien que la largeur moyenne ne dépasse pas 700 km, la largeur maximale est d'environ 1.800 km. La profondeur moyenne de la Méditerranée a été estimée à 1.502 m.

La plus grande profondeur se trouve à la fosse Matapan, située dans le bassin oriental, à 4.632 m. Dans le bassin occidental, la profondeur maximale se situe au sud-ouest de l'île de Ponza (mer Tyrrhénienne), à 3.731 m, cf. tableau 19. La superficie de la Méditerranée, à l'exclusion de la mer Noire, est de 2.556.000 kilomètres carrés. Par comparaison avec les autres mers/océans de la planète, l'Atlantique par exemple qui a une superficie de 85.620.000 kilomètres carrés, le bassin méditerranéen se situe parmi celles dont l'étendue est de dimensions modestes.

En raison de la latitude à laquelle se trouve la Méditerranée, la température des eaux de surface varie grandement selon les saisons. Les variations de température et valeurs extrêmes sont plus marquées dans la partie nord du bassin, et elles le sont moins dans les parties est et sud. La différence de température dans le nord-ouest de l'Adriatique est

importante; on peut relever une variation de 24EC entre les températures hivernales les plus faibles (+ 4EC) et les températures estivales les plus fortes (+ 28EC).

En raison de la forte évaporation et de l'apport fluvial limité, la salinité moyenne est généralement beaucoup plus élevée que dans les océans. Autour de Gibraltar, la salinité est voisine de 36 pour mille.; à mesure qu'on va vers l'est, la salinité moyenne augmente, atteignant un niveau de 39,5 dans le bassin oriental. Le degré élevé d'évaporation, non compensé par les apports fluviaux ou météorologiques, entraîne une balance des échanges positive avec la plupart des entrées d'eau de surface provenant de l'Atlantique. En ce qui concerne l'estimation totale des entrées (apports de l'Atlantique et de la mer Noire, apports fluviaux, précipitations) et des sorties (évaporation, issue des eaux de la Méditerranée dans l'Atlantique et la mer Noire), cf le tableau 19. Ainsi l'équilibre hydrologique est avant tout entretenu par l'afflux de masses d'eau océaniques pénétrant par le détroit de Gibraltar.

Tableau 19

Données hydrographiques de la mer Méditerranée

<b>A) Morphométrie</b>	Surface km <sup>2</sup>	Prof. Max m	Moyenne m	Volume ckm
Méditerranée:	2.505.000	5.020	1.450	3.632.000
Bassins:				
Bassin d'Alboran		1.470	<700	
Bassin occidental		3.068		
Golfe du Lion			<97	
Mer Ligurienne		2.560		
Mer Tyrrhénienne	275.000	3.550		
Mer Adriatique	132.000	1.260		
Adriatique nord (golfe de Venise)			<50	
Adriatique centrale			<200	
Mer Ionienne	50.000	5.020		
Mer Egée	196.000	2.530	<800	
Bassin oriental		3.432		
<b>B) Bilan eau (cf. Svedrup 1943)</b>		1000 m <sup>3</sup> /sec	cm/an	Res.Time
Gains:				
Apport de l'Atlantique		1750,0		
Apport de la mer Noire		12,6		
Précipitations		31,6	38	
Ruissellement		7,3		
Total		1801,5		
Pertes:				
Sortie vers l'Atlantique		1680,0		
Sortie vers la mer Noire		6,1		
Evaporation		115,4	145	
Total		1801,5		ca 75 years

En raison de cet afflux et de la rotation de la Terre, il se produit un courant en sens inverse des aiguilles d'une montre qui va d'ouest en est à la partie sud du bassin, et d'est en ouest à la partie nord. Par suite de la conformation du bassin, il y a des tourbillons secondaires dans la mer Tyrrhénienne, la mer Egée et la mer Adriatique, se produisant de même en sens inverse des aiguilles d'une montre. Cependant, en mer d'Alboran, l'eau de l'Atlantique modifiée se déplace le plus souvent dans le sens des aiguilles d'une montre, et les eaux se divisent pour former le front Alméria-Oran (cf. ci-dessous). Dans l'Adriatique, la soustraction d'eaux méditerranéennes est activée surtout par les courants de densité générée par les apports fluviaux (Pô, etc.) à la partie nord-ouest du bassin.

### Eutrophisation

Les images satellite de la Méditerranée, qui montrent les variations de la chlorophylle dans les eaux de surface, révèlent que les niveaux les plus élevés de biomasse autotrophe correspondent aux zones proches des deltas fluviaux et des zones situées au large des grandes conurbations. Inversement, les eaux du large de la Méditerranée sont généralement proches de l'oligotrophie ou même de l'ultraoligotrophie (Berthou, 1981; Cruzado et al., 1988; Krom et al., 1988; et Innamaroti et al., 1992) à l'exception de cas généralement occasionnés par un upwelling d'eaux profondes riches en nutriments.

Les manifestations d'eutrophisation dues aux substances fertilisantes produites par l'homme ne sont pas les mêmes dans tous les cas et il n'existe pas de relation linéaire entre la cause et l'effet (Stirn, 1988). Ce sont par dessus tout le degré de dilution par la masse d'eau réceptrice, l'hydrodynamique des systèmes côtiers et le caractère saisonnier qui sont les paramètres importants susceptibles de favoriser ou de prévenir la formation de proliférations d'algues et leurs manifestations secondaires (hypoxie/anoxie des eaux au voisinage du fond de la mer, mort de la faune benthique, et détérioration générale des qualités organoleptiques).

La figure 9 récapitule les sites les plus importants où sont signalés des phénomènes d'eutrophisation dans les zones côtières et lagunaires. Pratiquement tous les pays riverains de la Méditerranée offrent des cas plus ou moins patents; bien que la rive nord soit dans l'ensemble plus atteinte, l'eutrophisation cause également de sérieux problèmes sur la rive sud, et on a des motifs de craindre que ces problèmes revêtent à l'avenir des proportions encore plus vastes. Si les prévisions s'avèrent exactes, la population des Etats d'Afrique du Nord pourrait passer du chiffre actuel de 109.300.000 habitants à celui de 208.000.000 en l'an 2025 (Fondation Agnelli, 1991). Si l'on tient compte en outre du stade de développement des technologies de production de ces pays et de l'absence presque totale de politique de l'environnement, les problèmes d'eutrophisation pourraient augmenter d'autant à l'avenir.

En ce qui concerne les informations scientifiques disponibles sur l'eutrophisation en Méditerranée, le champ couvert permet de se forger un tableau assez satisfaisant de la situation actuelle, bien que la richesse des informations acquises sur des problèmes précis varie selon qu'il existe ou non des instituts capables de mener ces recherches et des fonds disponibles pour le faire. Ainsi, l'absence de données sur les eaux côtières d'Albanie, de Syrie, de Libye et du Maroc ne permet pas de déterminer l'état trophique de leurs eaux de transition.

## 5.2 Examen des épisodes d'eutrophisation relevés par région et par pays

### 5.2.1 Espagne. Méditerranée occidentale

Mer d'Alboran. Des proliférations de diatomées se produisent périodiquement le long des côtes sud de l'Espagne, du détroit de Gibraltar à Almeria, par suite de l'upwelling généré

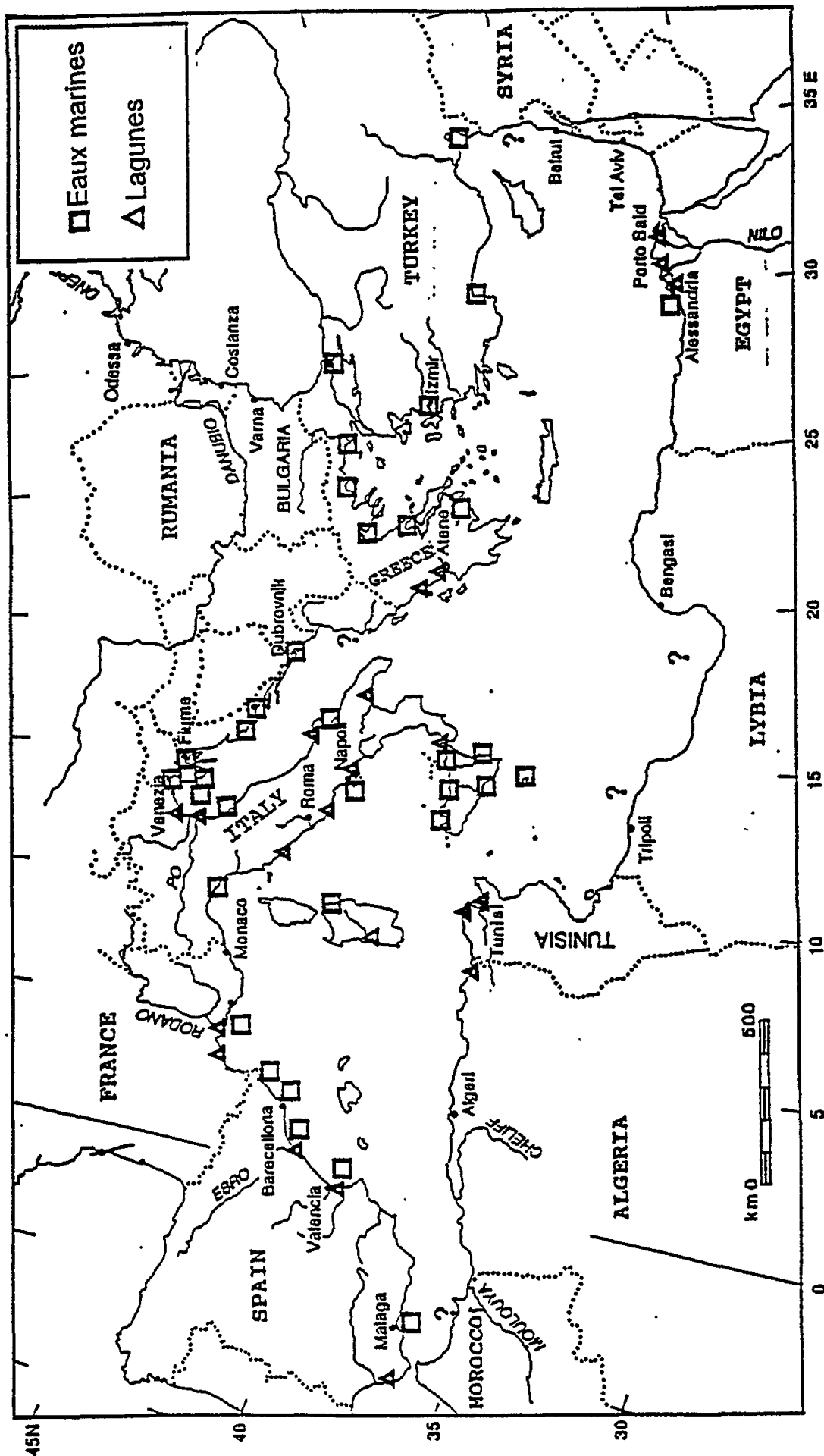


Fig. 9 Zones de la Méditerranée pour lesquelles ont été signalés des épisodes d'eutrophication

le long du courant de l'Atlantique pénétrant par le détroit de Gibraltar. Se déplaçant le long du littoral de l'Andalousie et au large dans la partie sud de la mer d'Alboran à sa limite orientale, ce courant détermine ce que l'on appelle le front Almeria-Oran qui présente une prolifération permanente décrite par Tintore et al. (1989), et Martinez et al. (1990). Minas et al. (1983) ont abouti aux mêmes conclusions en soulignant que la production élevée du bassin situé au nord-ouest de la mer d'Alboran est fortement liée à l'upwelling associé au vortex anticyclonique engendré par les flux des eaux atlantiques pénétrant par le détroit de Gibraltar.

Une eutrophisation localisée est signalée dans la baie de Malaga où Jmenez et al. (1986) décrivent la présence de proliférations en hiver. Cortes et al. (1985) ont également relevé des valeurs élevées de chlorophylle "a" dans la zone de la ville de Malaga en 1992; les auteurs indiquent comme principaux facteurs responsables les effluents de Malaga et l'apport fluvial du Guadalhorce. Bravo et al. (1990) ont aussi relevé d'importantes quantités de dinoflagellés produisant des toxines du groupe PSP le long de la zone côtière de l'Andalousie, entre Malaga et la baie d'Algésiras; dans ce cas, l'espèce en cause était *Gymnodinium catenatum*, laquelle, en janvier-février 1989, était présente à des concentrations dépassant 3.000 cellules/l.

Côte est et Baléares. En décrivant la répartition des éléments nutritifs dans le golfe de Sant Jordi (Tarragone), soumis à l'influence des apports fluviaux de nutriments de l'Ebre, Deya (1981) souligne que le développement de la biomasse autotrophe est contrôlé par le phosphore. A Barcelone, Margalef (1968) fait part d'un cas d'"eaux rouges" dues à *Chattonella subsalsa*. Au port de San Carlos de la Rapita, situé au sud du delta de l'Ebre, Delgado et al. (1990) ont observé une importante prolifération (28.000.000 cellules/l) d'*Alexandrium minutum* (un dinoflagellé figurant sur la liste des espèces capables de synthétiser des toxines du groupe PSP). D'autres épisodes sont communiqués pour la zone de Cullera où des diatomées (espèces *Thalassiosira* et *Chaetoceros*) ont donné lieu à des proliférations à raison de 7.200.000 cellules/l pendant les mois d'hiver (Del Rio et al., 1986). Balle Cruelas (1965) fait également part de proliférations anormales de diatomées au large des îles Baléares. Du fait de leur situation géographique, ces proliférations devraient probablement être attribués à des cycles normaux d'upwelling d'eaux profondes riches en éléments nutritifs.

Lagunes, baies, esuaires. Dans des zones telles que les lagunes et les estuaires où la productivité primaire est généralement élevée, un apport accru de substances eutrophisantes d'origine anthropique a entraîné une hausse du niveau trophique à des valeurs inquiétantes au cours de ces dernières années. Dans les zones où les échanges d'eau sont réduits, ces conditions engendrent des niveaux importants de dystrophie et des états d'hypoxie/anoxie (Lopez et Arte, 1971). Des cas ont été signalés par Miracle et al. (1988) dans la lagune d'Albufera près de Valence; cette lagune (superficie: 26 km<sup>2</sup>; profondeur moyenne: 1,1 m) reçoit un apport annuel de nutriments équivalent à 2.077 tonnes d'azote "nitrates + nitrites", 1.908 tonnes d'azote ammoniacal et 619 tonnes de phosphore (Vicente et al., 1990). Il est fait état par Comin (1986) d'autres épisodes pour les lagunes d'Encanizada, Platjola et Olles ainsi que pour la lagune de Cadice dans le delta du Guadalquivir à l'ouest du détroit de Gibraltar. Certaines de ces zones revêtent un intérêt particulier pour les naturalistes en raison des oiseaux qui y hivernent et s'y reproduisent. Parmi ces zones, Cruzado (1990) mentionne les Alguamoles de la région de l'Ampurdán, les lagunes situées le long du littoral de Valence, la mer Menor et le système estuarien du Guadalquivir.

Même si la relation avec l'eutrophisation est douteuse, des floraisons d'organismes planctoniques et nectoniques se composant de salpes, de méduses et de *Noctiluca miliaris*

ont été observées en diverses zones de la côte sud de l'Espagne. Au début de 1986, une floraison microalgale ayant pris naissance dans la baie de Rosas a affecté 120 km du littoral (Cruzado, 1989).

### 5.2.2 France. Méditerranée Nord-Ouest

Situation générale concernant l'eutrophisation le long des côtes françaises. Les zones atteintes le long du littoral atlantique de la France sont principalement sujettes à des proliférations excessives de macroalgues (ulvacées, notamment dans les lagunes et dans certaines baies de la Bretagne) et à des proliférations de phytoplancton dans les zones attenantes aux estuaires des grands fleuves. Au cours des vingt dernières années, ces phénomènes se sont progressivement multipliés, en relation directe avec la présence croissante de substances eutrophisantes d'origine anthropique. Naturellement, les zones les plus atteintes sont celles présentant les plus longues durées de rétention des eaux et celles qui reçoivent des eaux provenant de bassins hydrographiques très peuplés et/ou de conurbations situées sur le littoral (Méneguen, 1990).

La prolifération excessive de macroalgues a créé dans l'environnement d'assez importantes dystrophies (anoxie estivale des lagunes et des baies, production de substances volatiles telles qu'hydrogène sulfuré et importantes accumulations de phyto-biomasse) entraînant de sérieux problèmes économiques pour les autorités locales qui doivent ôter les masses d'ulvacées des plages (Piriou, 1986). Le long des côtes bretonnes, de 1985 à 1988, le coût total de la collecte de ces biomasses s'est élevé de 1,6 à 2,5 millions de francs (CEVA, 1989).

De plus, les proliférations anormales de microalgues semblent être plus importantes et répandues sur le littoral nord et le littoral atlantique que sur le littoral méditerranéen. Au cours de la période 1975-1988, Belin et al. (1989) ont recensé 62 cas sur le littoral nord de la France, 125 sur le littoral atlantique et 26 sur le littoral méditerranéen (figure 10). En général, les organismes responsables d'"eaux colorées" sont des dinoflagellés des espèces *Noctiluca scintillans*, *Prorocentrum minimum*, *Gonyaulax sp.*, *Gyrodinium aureolum* et *Gymnodinium sp.* D'un examen d'ensemble des épisodes survenus en mer du Nord, il apparaît que dans de nombreux cas les flagellés ont acquis une prépondérance sur les diatomées au cours des 20 dernières années (Radach et Berg, 1986). Les efflorescences algales observées au cours de la période 1975-1988 ont enregistré un déclin constant jusqu'en 1984, suivi d'une réduction des épisodes qui, en nombre, se sont établis autour de valeurs comparables à celles des années 1982-1983.

Eutrophisation en Méditerranée. Au plan géographique, la Méditerranée française peut être divisée dans les sous-régions ci-après:

- La zone occidentale, entre la frontière espagnole et le delta du Rhône (golfe du Lion). Jalonnée de nombreuses lagunes, elle possède un arrière-pays sans importantes activités industrielles et quelques grandes villes rejetant directement leurs effluents dans la mer. Les éléments nutritifs affectant cette zone proviennent avant tout du bassin du Rhône (95.000 km<sup>2</sup>) qui déverse chaque année dans la mer quelque 5.000.000 tonnes de matières solides en suspension (Leveau et Coste, 1987), 76.000 tonnes d'azote inorganique et 8.400 tonnes de phosphore par an (Coste et al., 1985). Les zones marines et les eaux côtières les plus touchées par les apports du Rhône se situent entre Marseille et le cap de Creus, représentant une superficie d'environ 11.000 km<sup>2</sup>. Le panache a généralement tendance à se déplacer vers l'ouest, en se diluant progressivement, du fait qu'il est dévié par les eaux oligotrophes du courant liguro-provençal (Sournia et al., 1990). L'élévation générale du niveau d'eutrophie occasionne des épisodes étendus de prolifération anormale de diatomées

en hiver et au printemps, et des proliférations de dinoflagellés en été quand les conditions climatiques et marines sont favorables (faible hydrodynamisme, eaux statiques et températures élevées) (Perez et al., 1986).

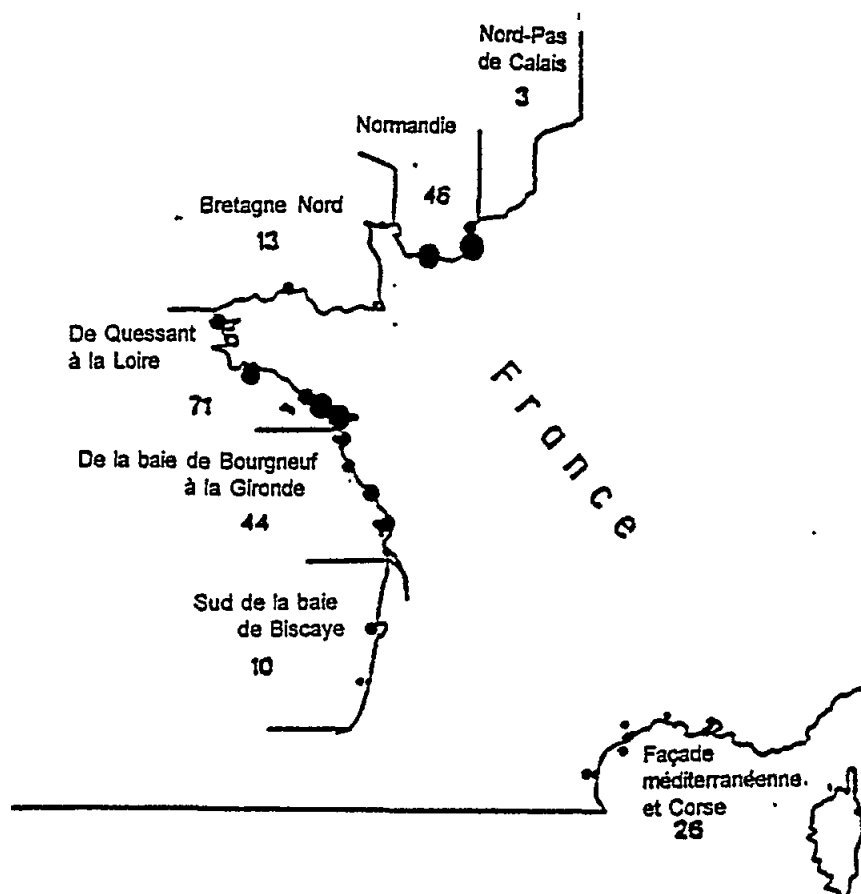


Fig. 10 Apparitions cumulatives d'eaux anormalement colorées le long du littoral français, de 1975 à 1988 (d'après Belin et al., 1989)

Certaines des lagunes côtières de la Région Languedoc-Roussillon sont également affectées par des épisodes périodiques d'eutrophisation (Menesguen, 1990). Lieutaud et al. (1991) attribuent la détérioration trophique progressive de huit lagunes situées le long du littoral de Montpellier (de la lagune d'Or à celle d'Ingril) à l'apport accru d'éléments nutritifs d'origine urbaine et agricole.

- La zone orientale, entre le delta du Rhône et la frontière italienne. Cette zone reçoit les effluents de grandes villes (Marseille, Toulon, Cannes et Nice) et d'importantes zones industrielles (région de Fos). Il n'y a généralement pas de phénomènes d'eutrophisation dans les eaux du large du fait de la dérive vers l'ouest des eaux oligotrophes véhiculées par le courant liguro-provençal (Sournia et al., 1990). Les épisodes de floraisons algales se limitent essentiellement aux ports et aux eaux côtières voisines des points de rejet d'effluents urbains et industriels. Il en va de même pour les étangs de Berre et Vaine où Kim et Travers (1986) ont relevé des valeurs élevées d'éléments nutritifs et le développement de proliférations massives d'algues. Bellan (1972) examine la détérioration progressive des étangs de Berre et de Vaine par suite de la forte pression démographique qui a entraîné de profondes modifications dans les communautés animales et végétales de ces écosystèmes. Vitello et Keller (1991) aboutissent aux mêmes conclusions dans leurs études sur le méiobenthos de l'étang de Berre.

- Corse. Cette île, qui possède de rares lagunes (Diana et Urbino) et présente un degré assez élevé d'hydrodynamisme le long de ses côtes, n'est que très peu affectée par les effluents urbains des villes de Bastia et d'Ajaccio, et par les petites quantités d'effluents industriels rejetées. Les phénomènes d'eutrophisation ne sont que peu marqués et très occasionnels au large de la Corse.

En ce qui concerne les espèces nuisibles, il ressort que le nombre des flagellés toxiques présents dans les mers françaises a augmenté avec le temps. Jusqu'en 1982, on ne relevait que *Gyrodinium aureolum*, alors que l'espèce *Dinophysis* a fait son apparition en 1983 pour devenir progressivement prépondérante. *Alexandrium minutum* a été signalé pour la première fois en 1988 (Belin et al., 1989). *Dinophysis* est présent au large de la côte sud de la France où l'on pense qu'il est apparu en 1987 (Leveau et al., 1989; Lassus et al., 1991).

Des analyses de routine pratiquées dans des zones atteintes par la présence de flagellés toxiques ont permis de souligner trois faits importants:

- a) leur présence ne peut être mise en relation avec des apports en éléments nutritifs résultant d'activités anthropiques et ne dépend pas de ces apports;
- b) dans les zones où ces organismes sont présents, il n'y a pas d'altération du niveau de pâturage par les apports de polluants (Leveau et al., 1989);
- c) leur présence, même à de faibles concentrations (quelques individus/litre) et sans donner lieu à de véritables floraisons, pourrait être nocive pour la santé de l'homme.

Il convient de remarquer que dans les eaux côtières au large de la France, l'anoxie n'a jamais atteint les niveaux du détroit de Skagerat (Rosenberg, 1985) ou du nord de l'Adriatique (Rinaldi et al., 1993). Des déplétions en oxygène dans les eaux proches du fond de la mer ont été relevées, après des floraisons algales, dans la baie de Vilaine en juillet 1984 (Marceron, 1987), mais il n'y a pas eu de répercussions graves.

### 5.2.3 Les côtes de l'Italie

Généralités. Les manifestations de l'eutrophisation se produisant dans les mers italiennes dépendent de l'hydrologie, de l'hydrodynamique et de la morphologie des zones concernées. En mer Ligurienne, mer Tyrrhénienne et Adriatique Sud, les phénomènes sont épisodiques et généralement peu étendus, avec des effets secondaires (hypoxie/anoxie des eaux du fond) peu marqués. Les conditions provoquant l'eutrophisation sont dues dans une grande mesure aux effets des rejets d'effluents des grandes agglomérations et seulement dans quelques cas aux apports des cours d'eau. Si nous mettons à part un certain nombre de zones lagunaires (Orbetello, par exemple), les dommages négligeables causés par l'eutrophisation survenant sur le littoral ouest de l'Italie sont dus en grande partie aux caractères hydrodynamiques et morphologiques de ces mers: les processus rapides d'échange avec les eaux du large, les facteurs de dilution résultants et les temps de séjour réduits des eaux atténuent tous les phénomènes.

Ce n'est pas le cas dans tout le nord de la mer Adriatique. En dehors du fait qu'elle reçoit d'énormes quantités de substances fertilisantes, cette partie de l'Adriatique est très peu profonde (50 m sur la ligne Rimini-Pula) et a des caractères physiques et hydrodynamiques qui tendent à isoler les systèmes littoraux des systèmes du large pendant de longues



périodes; on l'observe particulièrement dans la zone située au sud du delta du Pô où, en été, les durées de séjour des eaux peuvent atteindre 40-50 jours. Dans ces conditions, l'eutrophisation peut revêtir un caractère de gravité.

#### Mers et îles de la côte ouest de l'Italie

Mer Ligurienne. Dans l'ensemble, on ne rencontre pas de conditions eutrophes dans la mer Ligurienne. Près de Gênes, les eaux présentent de faibles niveaux trophiques avec des valeurs d'orthophosphate comprises entre 0,02 et 0,31 mg-at/m<sup>3</sup>, d'azote sous forme de nitrite entre 0,5 et 41,8 mg-at/m<sup>3</sup> et de chlorophylle "a" entre 1,2 et 4,1 mg/m<sup>3</sup> (Genovese, 1979). Carli et al. (1992) ont décelé des conditions similaires à deux stations côtières proches de Gênes (Genova Sturla et Genova Quinto) ainsi que dans la baie généralement oligotrophe de Riva Trigoso à l'est de Gênes (Carli et al., 1994). Au large de Chiavari (est de la Ligurie), les variations en fonction du temps des populations phytoplanctoniques révèlent également une faible biomasse autotrophe (chlorophylle "a": moyenne: 0,2 mg/m<sup>3</sup>; maximum: 5,4 mg/m<sup>3</sup> près de la côte) (Cattaneo et Fabiano, 1982).

Les caractères généralement oligotrophes des eaux situées au large de la Ligurie sont confirmées par Innamorati et al. (1985 et 1986a), ces auteurs ayant trouvé des concentrations de phytoplancton qui dépassaient rarement 200.000 cellules/litre (200.329 cel./l pour *Cryptomonas sp.* dominant en 1980 et 278.063 cel./l pour *Amphidinium curvatum* dominant en 1979). Des conditions similaires se retrouvent aussi dans les eaux de l'archipel toscan et de la mer Tyrrhénienne au nord de la Toscane; les populations de phytoplancton présentent normalement de faibles concentrations (valeur moyenne en juillet 1983: 11.400 cellules/m<sup>3</sup>) (Innamorati et al., 1986b; Lazzara et al., 1989).

Au large du port de La Spezia, Zurlini a mené une étude sur les charges d'éléments nutritifs attenantes à la zone portuaire et il a déterminé l'état trophique sur la base des critères recommandés par l'OCDE (OECD, 1982). Dans l'ensemble, la rade de La Spezia reçoit des diverses sources 86,1 tonnes/an de phosphore et 506,2 tonnes/an d'azote, conférant des caractères mésotrophes au système avec une tendance à l'eutrophie dans les zones les plus intérieures directement affectées par les apports urbains. Cattini et al. (1992) ont abouti aux mêmes conclusions en soulignant que les valeurs trophiques les plus élevées se rencontrent à proximité de la zone portuaire de La Spezia où une valeur maximale de chlorophylle "a" de 15,4 mg/m<sup>3</sup> a été relevée.

La situation près de l'embouchure de l'Arno est intéressante. Bien qu'on y décèle en général des teneurs élevées en nutriments (moyenne annuelle de 9,5 mg-atom./m<sup>3</sup> d'azote sous forme "nitrite + nitrate" et de 1,02 d'orthophosphate), les valeurs de la biomasse phytoplanctonique sont faibles (moyenne annuelle de 180.000 cellules/l et de 4 mg/m<sup>3</sup> de chlorophylle "a"). L'incapacité apparente des algues à assimiler les éléments nutritifs disponibles semble due à des substances toxiques inhibitrices (détergents et agents tensio-actifs de synthèse) rejetées par les usines situées dans le bassin hydrographique de l'Arno (Innamorati et al., 1989).

Mer Tyrrhénienne. L'une des zones affectée à maintes reprises par de fortes conditions trophiques et d'importants processus dystrophiques est la lagune d'Orbetello (Grosseto - sud de la Toscane). Les quantités importantes d'éléments nutritifs d'origine urbaine qui ont été rejetées dans la lagune depuis 15 ans favorisent des proliférations d'algues périodiques, lesquelles, notamment pendant l'été et l'automne, occasionnent des crises d'anoxie fréquentes. Néanmoins, une fois que des conditions normales ont été restaurées, l'écosystème récupère en général rapidement (Lenzi et Salvatori, 1986). Les dommages qui en résultent pour la population de poisson de cet écosystème lagunaire ont

conduit à prendre des mesures à court terme, notamment la collecte de la biomasse macroalgale et la facilitation active de l'échange des eaux (Lenzi, 1992).

Il n'a pas été relevé de dystrophies dues à des phénomènes d'eutrophisation dans la zone côtière où se jette le Tibre (Pettine et al., 1983). En dépit des niveaux trophiques élevés normalement trouvés aux deux embouchures du fleuve, on n'y observe pas de pullulations algales en raison de l'hydrodynamique très active du site, des conditions naturelles d'oligotrophie de la mer Tyrrhénienne et/ou de la présence de substances toxiques capables d'inhiber la croissance de la biomasse autotrophe (Zoppini et al., 1989).

Suite à l'augmentation spectaculaire, amorcée dans les années 1930, de la population humaine dans les zones adjacentes, le lac côtier de Sabaudia (superficie de 7,2 km<sup>2</sup>, sud du Latium) est passé progressivement à un état d'eutrophie; les apports d'eaux usées de la ville de Sabaudia (5.000 résidents + 15.000 touristes pendant la saison estivale) et d'un élevage de porcs de 1.500 têtes ont entraîné des crises d'anoxie répétées. La plus grave est survenue en juillet 1989: toutes les réserves de poisson ont été détruites (Perdicaro et al., 1980). Depuis 1980, l'épuration des eaux usées et la fermeture de l'élevage de porcs ont permis une amélioration progressive du bassin (Perdicaro, 1985).

D'autres notifications de milieux eutrophes concernent les lagunes de Miseno, Fusaro et Patria (Naples) où le rejet d'eaux usées et d'effluents industriels non traités ont gravement réduit la qualité de l'eau. Pour la lagune de Fusaro, Carrada et al. (1988) signalent également une prolifération anormale de *Gymnodinium catenatum* (dinoflagellé capable de synthétiser des toxines du groupe PSP) à des concentrations de 6.000.000 cellules/litre.

Golfe de Naples. Deux sous-systèmes peuvent être distingués dans le golfe de Naples: l'un constitué d'"eaux du large" avec des caractères oligotrophes essentiellement déterminés par des eaux provenant de la mer; l'autre système, proche du littoral, présente des phénomènes prononcés d'eutrophisation déclenchés par les apports qui ont lieu le long de la côte (Genovese, 1979). Cependant, on enregistre des variations importantes dans la zone côtière; en raison de la circulation médiocre des eaux pendant les mois d'été notamment, des panaches d'eaux foncées produits par les émissaires d'eaux usées peuvent souvent être identifiés. Carrada et al. (1979) ont relevé des valeurs élevées de la biomasse algale à l'est de Naples dans les zones ayant subi le plus gros apport d'éléments nutritifs lors de l'été 1977. Zingone et al. (1985) ont fait état d'une prolifération causée par *Chaetoceros simplex* dans l'été 1983 qui a atteint 120.000.000 cellules/l dans les zones les plus touchées par les effluents de la ville de Naples. Ribera d'Alcalà et al. (1989) ont constaté dans la même zone, en mai 1987, des proliférations d'algues qui, bien que peu étendues, atteignaient des concentrations maximales de chlorophylle "a" de 176 mg/m<sup>3</sup>. Modigh et al. (1985) soulignent la corrélation inverse entre valeurs de la salinité et valeurs de la chlorophylle "a", ce qui fait encore plus ressortir le rôle des eaux riches en éléments nutritifs et des biostimulants provenant des réseaux d'assainissement.

Carrada et al. (1982) ont trouvé dans le golfe de Salerne, en novembre 1981, que les gradients côte/large de la biomasse autotrophe étaient faibles avec des concentrations de chlorophylle "a" comprises entre 0,1 et 0,8 mg/m<sup>3</sup>.

Il n'a pas été signalé d'autres épisodes d'eutrophisation pour le reste de la mer Tyrrhénienne, y compris la côte du sud de la Campanie et de la Calabre qui semble épargnée par l'eutrophisation (De Domenico, 1979).

## Sardaigne

Dans l'ensemble, les eaux côtières et les lagunes de la Sardaigne semblent peu touchées par l'eutrophisation. Les rares observations concernent le golfe d'Olbia, le golfe de Cagliari et la lagune de Santa Giusta (Oristano).

S'agissant du golfe d'Olbia, Sechi et al. (1987) signalent un bloom de *Gymnodinium* sp. qui s'est produit en septembre 1985. Cet épisode a causé la mort du poisson et des mollusques par suite de l'anoxie prolongée des eaux du fond. Les facteurs déclenchants sont attribués avant tout au rejet des eaux usées de la ville d'Olbia. Des états d'anoxie entraînant la mortalité du poisson et des mollusques se sont également produits dans la lagune de Santa Giusta (centre-ouest de la Sardaigne); dans une étude réalisée en 1989-1993 par Cossu et al. (sous press), le phénomène est associé au développement anormal de microalgues (ulvacées) et de diatomées par suite de forts apports eutrophisants d'origine urbaine.

Dans le golfe de Cagliari, Loi et al. (1981) ont relevé de fortes concentrations en éléments nutritifs dans la zone côtière la plus atteinte par les effluents urbains et industriels. Pour le même golfe, Genovese (1979) fait également part de valeurs élevées de productivité primaire (446 mg C/m<sup>2</sup>/jour) en présence de *Rhizosolenia firma*.

## Sicile

Côtes nord. Des proliférations fréquentes de chlamydomonadacées sont signalées (De Domenico, 1979) dans la baie de Milazzo, mais leur développement n'est probablement pas lié à des apports d'éléments nutritifs. Dans le golfe de Patti attendant (Messine), Gangemi (1973) a décelé en juillet 1969 des proliférations des mêmes microalgues après de fortes pluies.

Dans la province de Messine également, des cas d'eutrophisation ont été relevés dans les lacs d'eau salée de Ganzirri (Magazzu et al., 1991) et de Faro (Magazzu, 1982) qui sont situés dans des bassins d'intenses activités humaines. Des poissons sont morts en grand nombre par anoxie dans le lac de Ganzirri en 1990. On a observé *Dinophysis sacculus* (une espèce toxique capable de synthétiser des toxines du groupe DSP) atteignant 40.000 cellules/l dans d'autres lacs d'eau salée (Olivieri et Tindari) dans la même zone.

Des pullulations algales se produisent plus ou moins fréquemment dans les eaux côtières du golfe de Palerme durant l'été (Genchi et al., 1983a; 1983b). En raison de rejets d'eaux usées insuffisamment épurées, des valeurs élevées d'éléments nutritifs et de chlorophylle "a" ont été décelées avant tout au large et à l'est du port de Palerme (pour la zone proche du port: 25 mg-at/m<sup>3</sup> d'azote ammoniacal, 158 d'azote sous forme de nitrite, 360 d'orthophosphate et 30 mg/m<sup>3</sup> de chlorophylle "a" en mars 1981). Les eaux côtières étaient également atteintes par une forte pollution bactérienne.

Le golfe de Castellammare présente également des épisodes répétés d'eutrophisation due aux apports excessifs d'éléments nutritifs par les effluents urbains et industriels (Calvo et Genchi, 1989); l'apport total a été estimé à 321 tonnes/an pour le phosphore et à 1.471 tonnes/an pour l'azote, dont 195 et 685 seraient respectivement d'origine industrielle.

Riggio et al. (1992) font état d'une succession intéressante d'indicateurs biologiques dans la même zone. A la suite de l'eutrophisation accrue, le bivalve *Mytilaster minimum*, qui préfère les milieux oligotrophes-eutrophes, a été en partie évincé par *Mytilus galloprovincialis* qui se développe mieux dans des conditions eutrophes-hypertrophes.

Côtes sud. Un cas correspondant est signalé pour le golfe de Gela. Des conditions eutrophes accrues induites par des déchets urbains et industriels ont eu des effets préjudiciables sur le secteur de la pêche. Des modifications de la texture des sédiments, qui étaient devenus sableux-boueux, ont favorisé des espèces limivores de peu d'intérêt commercial; ainsi, une productivité élevée contraste avec la faible valeur du poisson capturé (Arculeo et al., 1990).

Côtes est. Giacobbe et Maimone (1991) font état de la présence étendue de quantités importantes de *Dinophysis spp.* dans les eaux côtières au large de Syracuse avec des concentrations atteignant 2.000 cellules/l. De Domenico (1979) signale des conditions eutrophes au large d'Augusta où des proliférations répétées se produisent avant tout dans la section ouest. En janvier 1977, les plus fortes concentrations d'éléments nutritifs ont été relevées dans les parties nord-ouest et centrale de la rade, soit 1,6 mg-at/m<sup>3</sup> d'orthophosphate et 20,0 mg-at/m<sup>3</sup> d'azote sous forme de nitrite .

Mer Ionienne. Dans le golfe de Tarante, des proliférations de microalgues ne se produisent pendant les mois d'été que dans la baie connue sous le nom de "Mare Piccolo". Magazzu (1982) en fournit un compte rendu dans lequel il décrit une prolifération survenue en 1973.

#### Sud et centre de la mer Adriatique

Pouilles. Gargano. Abruzzes. Marches. Ce sont habituellement des conditions oligotrophes qui prédominent le long des côtes des Pouilles. Marano et Rizzi (1985) ne communiquent des concentrations assez élevées d'organismes phytoplanctoniques que pour les zones correspondant à Porto Nuovo, Bari et pour le golfe de Manfredonia.

Le lac côtier de Varano (Foggia) est plus gravement atteint par des niveaux trophiques élevés; cette lagune est périodiquement sujette à des épisodes d'eutrophisation aux conséquences dystrophiques assez graves. Il y a un risque de putréfaction étendue pendant les mois d'été à moins que ne soient assurés des échanges accrus avec l'eau de mer (De Angelis, 1964). Dans une étude réalisée de mai 1985 à avril 1986, Tolomio et al. (1990) soulignent la présence de concentrations élevées d'éléments nutritifs et de biomasse autotrophe.

Il existe peu de relevés portant sur le sud et le centre de l'Adriatique en ce qui concerne l'eutrophisation; de fait, cette région est généralement tenue pour oligotrophe. Au sud du promontoire de Conero (Ancône), les eaux situées à trois milles du rivage varient entre mésotrophie et oligotrophie; de petites zones d'eutrophie ne se rencontrent le long de la côte que près des embouchures de cours d'eau et des agglomérations (Artegiani et al., 1979).

Par contre, à mesure qu'on remonte vers le nord, les relevés de niveaux trophique accrus et de proliférations de microalgues se multiplient. Au large du promontoire de Conero, Artigiani et al. (1985) ont observé une prolifération étendue de *Gymnodinium sp.* au cours du mois d'octobre 1984. Cette prolifération, à vrai dire la plus importante de ces vingt dernières années par son extension et son intensité, a commencé à la fin juillet 1984 et elle a en fait touché une grande partie du bassin nord-ouest de l'Adriatique. Les valeurs les plus élevées de la biomasse ont été enregistrées au voisinage du delta du Pô et dans les zones contiguës aux grandes villes; près du delta du Pô, on a relevé des valeurs de chlorophylle "a" dépassant 600 mg/m<sup>3</sup> (Regione Emilia-Romagna, 1985; cf. figure 11). Bien que son intensité et son extension aient connu des fluctuations, la prolifération avait disparu en décembre de la même année. Les proliférations dues à cette microalgue présentent des traits

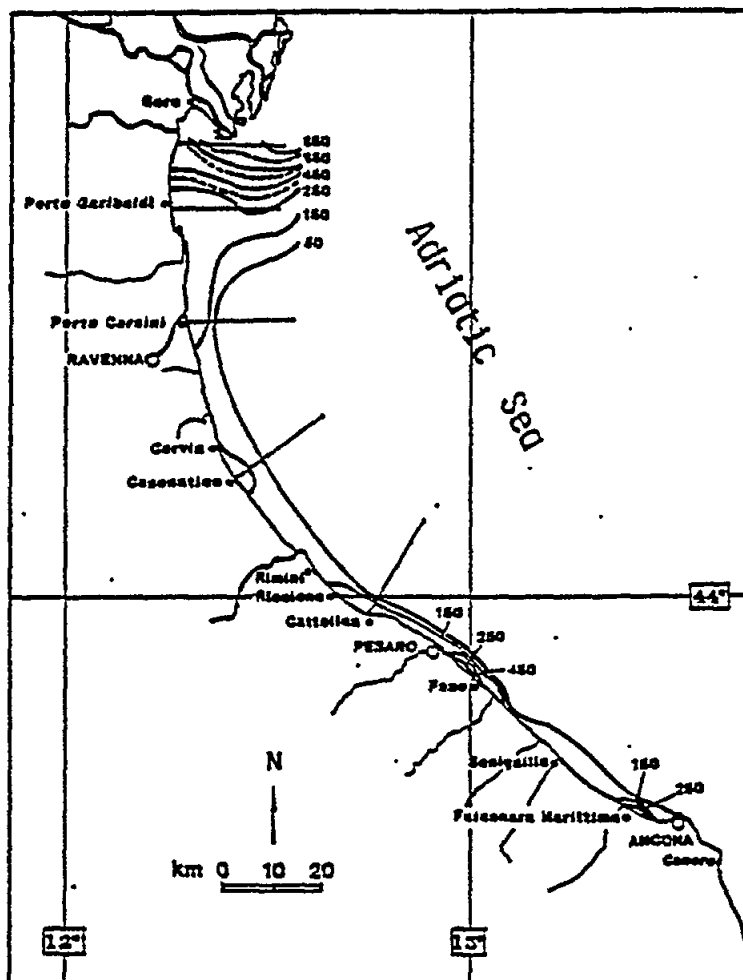


Fig. 11 Distribution des concentrations de chlorophylle ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) dans les eaux côtières de l'Emilie-Romagne et des Marches, 1984 (d'après le rapport annuel, Regione Emilia-Romagna, 1985)

particuliers qui diffèrent de ceux des proliférations d'autres dinoflagellés, car cet organisme est capable de résister à des gradients abrupts de température et de salinité sans manifester de signes de stress. Le début de la prolifération (juillet) coïncidait avec des températures de l'eau avoisinant  $24^\circ\text{C}$ , alors qu'en décembre, au moment où la prolifération disparaissait, la température était retombée à  $8-9^\circ\text{C}$ . N'étant pas affectée par la salinité, elle était pareillement abondante dans les zones à faible salinité (20-24 dans la zone proche du delta du Pô) et à haute salinité (35-37 au large d'Ancone). Aucun de ces épisodes n'a causé d'anoxie des eaux du fond, sans doute parce que cette microalgue n'est pas théquée, si bien qu'elle flotte au lieu de déposer quand elle est morte; de vastes étendues de mer recouvertes de nappes jaunâtres flottantes étaient visibles, notamment en octobre quand la prolifération a commencé à disparaître.

La situation des eaux côtières des Marches au nord du Conero (Ancône) est oligotrophe, bien qu'elle puisse être légèrement soumise à des variations dues aux apports fluviaux du Pô (Scaccini Cicatelli et al., 1972; Scaccini Cicatelli, 1974). De modiques hausses des niveaux trophiques sont également relevées près des embouchures des cours d'eau locaux et des rejets d'eaux usées des villes situées le long du littoral. Scaccini Cicatelli (1967) a été l'un des premiers chercheurs à attirer l'attention sur l'état de limitation par le phosphore dans les eaux côtières du nord-ouest de l'Adriatique; les données utilisées portent sur deux croisières effectuées en août 1965 et en mars 1966 dans la zone comprise entre le delta du Pô et le promontoire de Conero. Poli Molinas et Olmo (1968; 1969), Olmo et Poli Molinas (1970), Scaccini Cicatelli et Falcioni (1972), Tegaccia et Tegaccia (1985) en sont tous venus aux mêmes conclusions; les données obtenues dans une zone restreinte, au large des embouchures du Metauro et de l'Arzilla, démontrent que sur l'ensemble des trois années il y a toujours eu un excès de sels azotés solubles et un manque d'orthophosphate. L'azote soluble (nitrique, nitreux et ammoniacal) et l'orthophosphate rejetés dans la mer par le Metauro en 1969 se montaient à 238 tonnes pour l'azote et à 6,5 tonnes pour le phosphore, respectivement.

En 1969, la région a connu la première mortalité étendue de la faune benthique; la zone concernée s'étendait du delta du Pô à la partie nord du littoral des Marches. Piccinetti et Manfrin (1969) en attribuent la cause à une prolifération anormale de dinoflagellés (où prédominait *Peridinium depressum*) qui s'est produite en mai. D'autres cas d'anoxie le long des côtes des Marches, causée davantage par le transfert passif d'eaux anoxiques du nord que par des proliférations anormales de microalgues, sont mentionnés par Penna et al. (1986) qui ont recensé les organismes benthiques échoués le long de la côte de la région de Pesaro en juin 1986.

#### Nord-ouest de l'Adriatique

En remontant vers le nord, nous abordons la zone la plus directement touchée par les apports fluviaux du Pô.

Côtes d'Emilie-Romagne. Des phénomènes d'eutrophisation présentant une extension et une persistance bien plus grandes que n'importe où ailleurs en Méditerranée se sont produits et continuent à se produire dans les eaux côtières de l'Emilie-Romagne au sud du delta du Pô (Rinaldi et Montanari, 1988). Les premiers cas signalés remontent à 1969 (cf. ci-dessus). Ils ont été suivis d'une période relativement longue au cours de laquelle le phénomène a disparu, jusqu'à ce qu'il réapparaisse en 1975 (Mancini et al., 1986). Au mois de septembre de cette année-là, une pullulation énorme de flagellés a entraîné une anoxie étendue dans les eaux du fond qui s'accompagnait de la mortalité de la faune benthique et d'une quantité massive de poissons démersaux s'échouant sur le littoral (7.000 tonnes dans la seule municipalité de Cesenatico).

Des épisodes semblables se sont succédés avec une certaine régularité au cours de l'été, pendant la plupart des années qui ont suivi (figure 12). Les proliférations survenant dans cette zone concernent généralement des diatomées et des dinoflagellés (Regione Emilia-Romagna 1981-1991, et Vollenweider et al., 1992). Les premiers, bien que susceptibles de donner des proliférations à n'importe quel moment, ont tendance à dominer pendant l'hiver et le printemps, alors que les proliférations de flagellés surviennent plus précisément en été et à l'automne, alors que les proliférations de flagellés se produisent plus spécialement en été et à l'automne (voir figure 13 et tableau 20).

Les effets de l'anoxie répétée des eaux du fond ont entraîné de profondes modifications de l'écosystème benthique; il y a eu des réductions considérables des populations originelles des organismes benthiques les moins mobiles (mollusques, crustacés

et polychètes) et les plus vulnérables aux déficits d'oxygène. La répétition de ces dystrophies a abouti à la disparition d'une quinzaine d'espèces de mollusques et de trois espèces de crustacés. Pour de nombreuses autres espèces, on a observé un amenuisement général des réserves existantes (Montanari *et al.*, 1984; Rinaldi *et al.*, 1993).

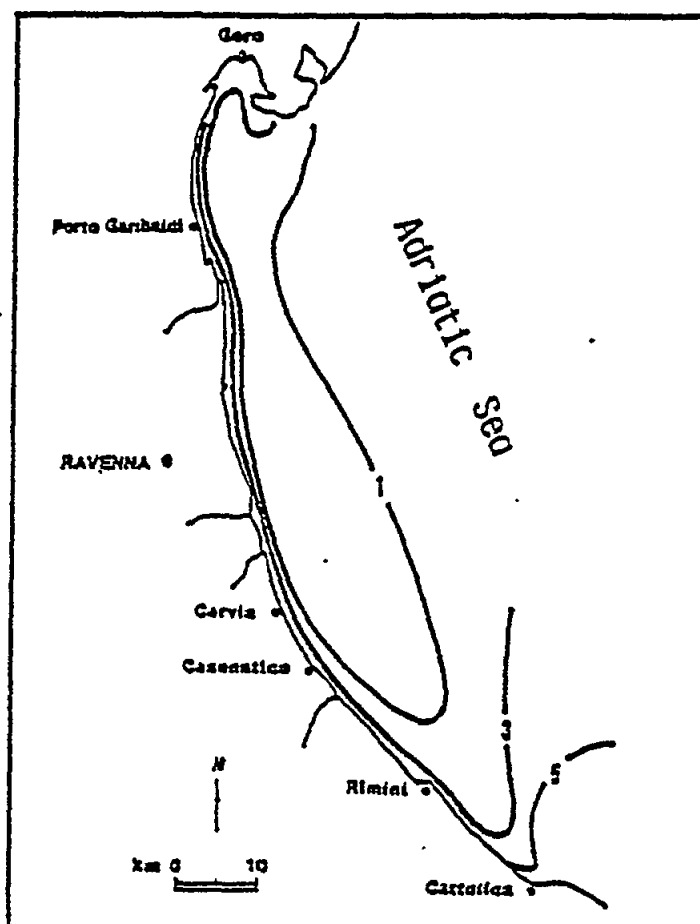


Fig. 12 Distribution des concentrations d'oxygène hypolimnétiques (mg/l) le long du littoral de l'Emilie-Romagne, août 1982 (d'après le rapport annuel, Regione Emilia-Romagna, 1983)

En outre, la répétition des phénomènes d'eutrophisation et des états d'anoxie ainsi que la détérioration générale de la qualité des eaux dans le nord-ouest de l'Adriatique ont également eu - et continuent à avoir - des répercussions sur l'économie de la région, à savoir sur le tourisme et la pêche. La couleur anormale des eaux dues à des concentrations élevées de biomasse planctonique en suspension, la transparence médiocre qui en résulte et les odeurs désagréables dégagées par les processus de putréfaction se combinent pour rendre les eaux côtières extrêmement "peu attrayantes" pour les baigneurs. En ce qui concerne la pêche et la conchyliculture en particulier, des dommages considérables ont été causés par des dinoflagellés du genre *Dinophysis* qui excrète des toxines du groupe DSP.

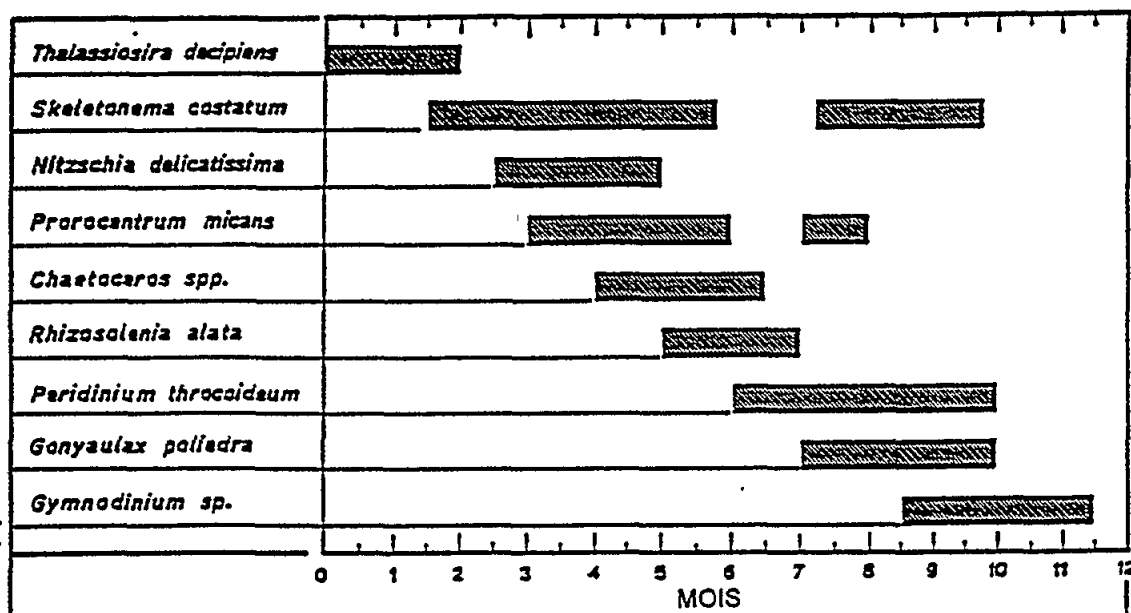


Fig. 13 Prédominance saisonnière des espèces de phytoplancton donnant lieu le plus couramment à des proliférations anormales

Tableau 20

Moyenne d'épisodes d'eau rouges dues à des dinoflagellés en mer Adriatique Nord, 1976-1985 (d'après Mancini et al., 1986)

ESPECES	ANNEES										Max. cell/l x 10 <sup>3</sup>
	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	
<i>Gymnodinium sp.</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	230.000
<i>Gonyaulax polyedra</i>		*	*	*			*		*	*	35.000
<i>Protogonyaulax tamarensis</i>							*			*	11.800
<i>Prorocentrum micans</i>	*	*							*	*	3.800
<i>Prorocentrum minimum</i>					*					*	29.000
<i>Prorocentrum triestinum</i>										*	20.000
<i>Glenodinium foliaceum</i>				*							5.500
<i>Glenodinium lenticula</i>					*	*	*				33.000
<i>Glenodinium quadridens</i>					*			*			15.000
<i>Noctiluca millaris</i>			*		*			*			1.200
<i>Katodinium rotundatum</i>					*	*		*	*		224.000
<i>Scrippsiella trochoidea</i>							*			*	13.300



L'apparition de ces flagellés, qui sont devenus plus abondants au cours de la dernière décennie, a conduit à des interdictions temporaires et prolongées de la récolte et de la vente de moules (*Mytilus galloprovincialis*) cultivées dans les zones côtières et lagunaires de l'Emilie-Romagne (Viviani *et al.*, 1990; Boni *et al.*, 1992). De plus, *Alexandrium tamarensis*, un dinoflagellé capable de synthétiser des toxines du groupe PSP, a été observé dans les eaux du nord de l'Adriatique (Fortuna *et al.*, 1985; Mancini *et al.*, 1986; Honsell *et al.*, 1992); cependant, on n'a jamais observé parmi les populations humaines résidentes de troubles pathologiques qui auraient pu être attribués à une intoxication PSP.

Lagunes. L'eutrophisation a posé et pose encore des problèmes graves dans les lagunes qui entourent Ravenne (Pialassa della Baiona). Une autre lagune, celle de Sacca di Goro (delta du Pô) a fait l'objet de nombreuses études (Franzoi *et al.*, 1986; Rinaldi *et al.*, 1988; Regione Emilia-Romagna 1989; Bencivelli et Castaldi 1991; Barbanti *et al.*, 1992a). Ces bassins de transition sont affectés à la fois par les proliférations de phytoplancton et par la présence envahissante de microalgues (ulvacées en particulier). Pendant l'été, l'abondance de la biomasse végétale entraîne des états persistants d'anoxie avec de graves dommages causés à l'écosystème lagunaire et aux activités liées à la pisciculture. La cause de la détérioration de ces lagunes ne tient pas seulement aux apports excessifs d'éléments nutritifs (en particulier du Pô et des zones agricoles environnantes), mais la détérioration est aggravée par les effets résultant de l'aménagement de nouvelles installations (ports, quais et digues) qui peuvent, dans de nombreux cas, réduire les échanges d'eau entre la lagune et la mer et allonger ainsi le temps de séjour des eaux. Nord de l'Adriatique (Vénétie, Frioul-Vénétie Julienne):

Golfe de Venise. La détérioration de la lagune de Venise, dont la superficie est de 550 km<sup>2</sup>, a des incidences sans cesse plus graves en raison des importantes activités sociales et culturelles de la ville. Cossu *et al.* (1984) ont estimé que les apports potentiels d'éléments nutritifs provenant des effluents domestiques au seul bassin du Lido (environ le tiers de la superficie totale de la lagune) représentent 635 et 577 tonnes/an d'azote et de phosphore, respectivement; pour les apports d'origine industrielle, les chiffres correspondants sont de 2.015 et 150 tonnes/an et pour ceux d'origine agricole de 1.332 et 422 tonnes/an. Des chiffres plus récents communiqués pour l'ensemble de la lagune de Venise par Cossu *et al.* (1992) et tenant compte des moyens d'épuration existants et des modalités de rejet pour toute la population, y compris la présence saisonnière des touristes, sont toutefois divergents et donneraient 2.188 t (potentielles) et 1.208 t (réelles) d'azote, 445 tonnes (potentielles) et 275 t (réelles) de phosphore.

Les apports d'origine sédimentaire, atmosphérique et marine (par les marées) sont difficiles à estimer mais devraient probablement doubler ces quantités. Les conséquences en sont des pullulations algales fréquentes et des proliférations le plus souvent anormales d'ulvacées. Pendant l'été, l'ampleur de la biomasse macroalgale, évaluée à un maximum de 15 kg/m<sup>2</sup> (Comune di Venezia, 1991) entraînent des états d'anoxie avec un fort dégagement d'hydrogène sulfuré. En dehors de sa toxicité pour la faune aquatique, ce dernier composé est libéré dans l'atmosphère, créant de graves problèmes pour la population locale (Bernstein, 1991). Grâce à une surveillance mensuelle effectuée de 1985 à 1989 à un certain nombre de stations autour de la lagune de Venise, Alberotanza *et al.* (1992) démontrent que, bien que les concentrations témoignent d'une tendance à la baisse, le système de la lagune est encore en état de stress environnemental extrême par suite de l'hypereutrophie.

Le reste de l'Adriatique, entre le delta du Pô et Trieste, présente généralement des niveaux trophiques plus faibles que la région adjacente au delta. Etant donné l'hydrodynamique de ce bassin, les eaux du Pô ont surtout tendance à être véhiculées par

des courants à direction sud. De plus, la zone nord du delta du Pô reçoit un apport inférieur de substances eutrophisantes et les temps de séjour des eaux sont plus courts en raison de l'absence de fronts nets de faible salinité.

Montresor et al. (1981) ont décelé une prédominance de diatomées au cours du printemps-été 1978; en particulier, pour certaines stations du littoral sud de la Vénétie, ils communiquent des concentrations de 5.000.000 cellules/l de *Skeletonema costatum*. Les données recueillies lors de trois croisières effectuées en Adriatique Nord au cours de l'année 1979 (Socal et al., 1981) indiquent que les plus fortes concentrations de diatomées (*Rhizolenia* en été, *Chaetoceros* et *Leptocylindrus* en automne) recourent spatialement le panache du Pô.

Les pullulations microalgales survenues lors de la période 1984-1990 ont été le plus souvent causées par des diatomées. De même, comme dans d'autres zones de l'Adriatique, des floraisons de *Skeletonema* et de *Chaetoceros* se sont produites avec des valeurs qui, de 1984 à 1987, ont pu atteindre à certains moments jusqu'à 36.000.000 cellules/l (Regione Veneto, 1991). La même étude démontre également que les diffusions d'éléments nutritifs sont particulièrement accusées dans les zones soumises aux influences des cours d'eau, notamment la Livenza, la Sile, la Brenta et l'Adige.

Golfe de Trieste. Bien que parfois très intense, les floraisons algales signalées dans les eaux au large de la côte du Frioul, jusqu'à Trieste, sont habituellement d'une propagation restreinte. Dès 1973, Bussani (1974) a observé une pullulation intense de *Peridinium ovum* dans des eaux proches de Trieste. Une multiplication des pullulations de dinoflagellés, se produisant à partir de 1977, est communiquée par Fonda Umani (1985); des pullulations de *Noctiluca miliaris*, *Gonyaulax poliedra*, *Procentrum lima* et *Scrippsiella trochoidea* se sont notamment produites dans les zones du golfe de Trieste présentant les échanges d'eau les plus faibles. Cassinari et al. (1979) font état d'une prolifération de *Noctiluca miliaris* avec des pics de 4.800.000 cellules/l en juin 1977. Une prolifération de *Scrippsiella trochoidea* atteignant 7.000.000 cellules/l est signalée par Fonda Umani et Honsel (1983) en mai 1983 dans une zone circonscrite du port de Trieste. Le dinoflagellé a été responsable d'eaux rouges en septembre 1987 (Cabrini et al., 1990).

Si des cas d'anoxie touchant la frange purement côtière ne sont relevés que pour la baie de Muggia (Trieste) (Orel, 1990), des crises d'anoxie plus répandues et persistantes sont observées dans les eaux profondes au large du golfe de Trieste et des côtes d'Istrie. Comme les épisodes survenus sur les rives ouest de l'Adriatique Nord, ces cas ne sont généralement pas précédés de proliférations d'algues; par conséquent, la cause la plus probable est la stase hydrodynamique pendant l'été, s'accompagnant d'une stratification marquée et persistante des eaux (Faganelli et al., 1985; Ghirardelli et Fonda Umani, 1989). De ce fait, des destructions de la faune benthique ont été observées aussi bien dans le golfe de Trieste que dans la partie est de l'Istrie en 1974, 1983, 1988 (Stachowitsch, 1991) et plus récemment en 1989, 1990 (Hrs-Brenko et al., 1992) et 1991 (Aleffi et al., 1992). Dans les zones d'anoxie, l'écosystème benthique a accusé une réduction générale du nombre d'espèces et d'individus.

#### 5.2.4 Slovénie, Croatie, Monténégro. Est de l'Adriatique

Justic et al. (1987) soulignent que, dans le nord de l'Adriatique, la sursaturation en oxygène des eaux de surface et l'épuisement en oxygène des eaux du fond se produisent en toutes saisons sauf l'hiver. Ils l'attribuent à l'augmentation du phosphore, puisque cet élément est capable de régir le développement de la biomasse de phytoplancton (Justic, 1987; 1991a). Les conséquences écologiques des états d'hypoxie présentées par Justic

(1991b) concordent avec celles signalées par d'autres auteurs (Stachowitsch, 1991, 1992; Rinaldi et al., 1993). Une réduction spectaculaire de la densité des populations de *Turritella communis* après des crises répétés d'hypoxie est significative ici.

Dans la zone côtière de la Slovénie, des phénomènes périodiques de quasi anoxie ou d'anoxie (par ex. en 1983; Faganelli et al., 1985) ont été mis en relation avec l'état trophique régional combiné à l'instauration de conditions océanographiques inhabituelles (pycnocline marquée en profondeur, absence de vent "bura") plutôt qu'à des effets du rejet local d'eaux usées (par ex., Malej, 1993).

L'impact de l'eutrophisation sur l'écosystème du large de l'Adriatique Nord résulte de l'influence conjointe et de l'importance relative variable du cycle de l'apport d'éléments nutritifs (principalement par le cours fluvial du Pô), du degré de stratification de la colonne d'eau, de l'advection horizontale des eaux, lesquels régissent et/ou modèrent les processus d'assimilation et de régénération biologiques dans la colonne d'eau et à l'interface sédiment-eau (Gilmartin et al., 1990; Stirn, 1993).

Périodiquement (par ex., en 1977), des rejets anormalement élevés d'éléments nutritifs par le Pô augmentent les taux de production et de décomposition de matières organiques (Degobbis et al., 1979). Dans d'autres cas, le brassage vertical et horizontal de l'eau peut être notablement réduit par suite de longues périodes de temps calme, ce qui accroît le temps séjour des éléments nutritifs et leurs effets sur l'écosystème de cette région (Degobbis, 1989; Degobbis et al., 1991; Ivančić 1995). C'est pourquoi des conditions de quasi anoxie ou d'anoxie sont apparues dans les couches du fond, s'accompagnant d'une mortalité massive d'organismes benthiques (par ex., Degobbis et al., 1993).

Il convient de noter que, en 1989, les conditions les plus critiques se sont produites dans la partie orientale du large de l'Adriatique, que l'on considère généralement comme oligotrophe. Par ailleurs, à la fin des années 1980, une importante diminution du taux de production primaire potentiel (estimé au moyen de  $C^{14}$ ) a été mise en corrélation avec une baisse de la concentration d'orthophosphates dans la mer et les eaux du Pô, en dépit d'un accroissement de l'azote total inorganique (Precali, 1995). Cela n'a rien de surprenant, puisqu'il y a longtemps que le phosphore est tenu pour un facteur limitant dans les eaux du large de l'Adriatique Nord (Pojed et Kveder, 1977; Smoljaka, 1986; Degobbis, 1990). En conclusion, les modifications de l'oxygène dans l'Adriatique Nord pourraient ne pas dépendre forcément de l'eutrophisation, notamment dans les périodes où des processus météorologiques inhabituels affectent considérablement le taux d'échange des eaux entre l'Adriatique centrale et l'Adriatique Nord. Selon Degobbis (sous presse), les tendances de l'eutrophisation déduites uniquement de l'oxygène (Justic et al., 1987) demanderaient à être réévaluées.

Il apparaît en outre que la transparence de l'eau du nord de l'Adriatique a également notablement diminué avec le temps en raison de l'augmentation progressive des particules organiques en suspension (biomasse phytoplanctonique et débris). En comparant des données obtenues pendant la période 1911-1913 avec celles de la période 1972-1973 (Justic 1988), on note une diminution de la transparence équivalant au tiers. Domijan et Smircic (1992) dégagent les mêmes conclusions: la diminution de la transparence mesurée dans l'ensemble du bassin à différentes périodes (1956-1971 comparée avec 1972-1990) a été estimée au tiers dans le nord de l'Adriatique et environ au cinquième dans le centre et le sud de l'Adriatique.

L'orographie du bassin Est de l'Adriatique et de ses côtes (l'ex-Yougoslavie), généralement montagneuse, empêche le transfert à la mer des eaux provenant des grands

bassins hydrographiques de l'intérieur. Par conséquent, et contrairement aux eaux littorales du nord-ouest, les phénomènes d'eutrophisation qui surviennent dans les eaux littorales de l'est de l'Adriatique sont habituellement de nature locale. Dans la quasi totalité des cas, les zones touchées par le phénomène sont les ports et les baies dont l'état trophique est soumis à l'influence des émissaires d'eaux usées et des effluents industriels.

Baie de Pula. Etant donné l'insuffisance du système d'épuration des eaux usées, cette zone s'est progressivement détériorée au cours des 20 dernières années (Marectić et al., 1977). Des pullulations répétées de dinoflagellés peuvent atteindre des concentrations de chlorophylle "a" supérieures à 120 mg/m<sup>3</sup>. C'est *Prorocentrum micans* qui est généralement en cause au printemps, et *Gonyaulax poliedra* en été, alors que d'autres proliférations sont périodiquement dues à *Noctiluca miliaris* et au genre *Gymnodinium* (Degobbis, 1990).

Baie de Rijeka. Bien qu'elle soit oligotrophe dans sa majeure partie, la baie est affectée par des niveaux trophiques élevés dans son secteur nord en raison de l'apport fluvial du Rječina, de l'apport des émissaires d'eaux usées et des effluents industriels (Degobbis, 1990).

Côte dalmate. Des épisodes répétés d'eutrophie sont également signalés pour l'estuaire du Krka, y compris la baie de Sibenik. La partie ouest de la baie est particulièrement atteinte en raison des apports de nutriments de la ville de Sibenik (30.000 habitants) et des zones industrielles. Legović et al. (1991a et 1991b) font part d'une prolifération de *Gonyaulax poliedra* survenue au centre de la baie en octobre 1988. Cet épisode, associé à des apports d'éléments nutritifs, à de fortes chutes de pluie et à une halocline marquée, a causé une anoxie des eaux du fond avec une mortalité étendue de la faune benthique.

Un projet de recherche portant sur 14 ans, mené par Pucher-Petković et Marasović (1992) et visant à identifier les caractères physico-chimiques et biologiques d'une vaste zone au large des principales villes dalmates (Zadar, Sibenik, Split, Ploče et Dubrovnik), a permis de relever dans la baie de Sibenik des proliférations anormales habituellement dues à des dinoflagellés. Ces auteurs ont également enregistré d'importantes hausses de l'azote (nitrates notamment) au cours de ces dernières années.

Baie de Kastela. Il existe de nombreuses observations de proliférations dans la baie au bord de laquelle est bâtie la ville de Split. Marasović (1986; 1989; 1990), Marasović et al. (1992) et Gacić et al. (1988) soulignent que les proliférations d'algues répétées coïncident avec l'apport croissant de substances fertilisantes. La productivité primaire s'est élevée de 120 g C m<sup>2</sup>/an en 1963 à 250 g C m<sup>2</sup>/an en 1984 (Pucher-Petković et al., 1988; Pucher-Petković et Marasović, 1988). Les pullulations estivales de microalgues enregistrées dans la baie de Kastela au cours des vingt dernières années ont été dues le plus souvent au dinoflagellé *Gonyaulax poliedra*. Les proliférations de 1980, 1985, 1987, 1989 et 1990 se sont accompagnées d'une anoxie des eaux du fond qui a entraîné une mortalité de la faune benthique et une altération des caractères organoleptiques des eaux (Marasović, 1990).

L'eutrophisation de la baie de Kastela est due avant tout à l'urbanisation rapide de la zone côtière attenante de 1960 à 1989 avec une augmentation de la population de 60.000 à 250.000 habitants. La charge d'azote et de phosphore a été estimée à 593,6 et 101,3 tonnes/an, respectivement. Les principales sources d'apport sont le secteur urbain avec 40,5% de l'azote et 45,5% du phosphore, puis les cours d'eau (34,5% de l'azote et 21,0% du phosphore), suivis par ordre décroissant des contributions du ruissellement, des effluents industriels et de l'atmosphère (Barić et al., 1992).

D'autres observations concernent la zone du port de Dubrovnik et de la baie de Kortor. Dans le premier cas, les données d'un projet de recherche mené en 1988 et 1989 par Caric et al. (1992) indiquent que les quantités de la biomasse phytoplanctonique, bien qu'encore modiques (max. de 6,15 mg/m<sup>3</sup> de chlorophylle "a") se sont accrues au-dessus du niveau trophique naturel de la baie. Dans la seconde, les apports excessifs d'éléments nutritifs d'origine urbaine et industrielle depuis les années 1970, associés à des échanges lents des eaux par suite de la morphologie de la baie, ont fourni des conditions favorables à l'apparition de proliférations de microalgues. En juillet 1975, il s'est produit une prolifération massive de dinoflagellés atteignant 28.000.000 cellules/l de *Prorocentrum scutellum* et 13.000.000 cellules/l de *Prorocentrum micans* (Giovanardi et Bent, 1990).

Caractérisation générale des conditions trophiques en mer Adriatique. Chiaudani et al. (1982) et la Région d'Emilie-Romagne (1990) ont souligné que les états hypertrophes-eutrophes sont généralement limités aux zones situées au large et à proximité du delta du Pô. Plus au nord ou au sud, les conditions s'établissent à des niveaux mésotrophes-oligotrophes avec des zones eutrophes qui ne se rencontrent que dans les régions côtières soumises à l'influence des apports de cours d'eau moins importants et d'effluents urbains. Les données recueillies au cours d'une surveillance hebdomadaire dans une zone s'étendant de Trieste à Pesaro au cours de l'été 1992 (Autorità per l'Adriatico, 1992) ont nettement montré que les paramètres trophiques sont les plus élevés dans les zones touchées par les apports du Pô.

Si les conditions des eaux proches du littoral au centre et au sud de la mer Adriatique sont oligotrophes, Fonda Umani et al. (1992), en définissant les caractères trophiques de l'Adriatique, ont souligné que l'on trouve dans l'ensemble une biomasse phytoplanctonique élevée et des épisodes répétés d'eaux rouges dans les zones côtières du bassin nord. Sur la base des recherches menées par divers auteurs au cours des vingt dernières années, on peut résumer comme suit les conditions trophiques de la mer Adriatique (voir figure 14):

- une zone côtière du nord-ouest de l'Adriatique et quelques sites du littoral de la Croatie et du Monténégro qui sont touchés par des floraisons microalgales répétées et qui présentent des niveaux trophiques que l'on doit classer comme eutrophes;
- les eaux du large du bassin nord-ouest qui présentent des caractères mésotrophes-oligotrophes;
- la majeure partie du bassin central et sud qui présente des niveaux trophiques que l'on peut classer comme oligotrophes.

Naturellement, les conditions trophiques effectives de ces zones précises, notamment celles qui sont situées le long des côtes, peuvent varier selon la qualité et/ou la quantité des apports d'origine anthropique et tellurique, et selon la période de l'année. Franco (1981; 1984), Franco et al. (1982) font valoir que la dynamique des populations de phytoplancton est régie par la séquence saisonnière des caractères hydrodynamiques et physiques de la masse d'eau du bassin (Franco et Michelato, 1992). Selon eux, la stratification marquée de la colonne d'eau en été détermine une répartition verticale hétérogène du phytoplancton, les plus hautes valeurs de la biomasse dans les couches de surface étant diluées par l'apport des cours d'eau. L'instabilité verticale de la fin de l'automne et de l'hiver et un système frontal marqué qui, le long de la côte ouest, sépare les eaux diluées du reste du bassin, engendre une répartition de la biomasse phytoplanctonique où prédomine une hétérogénéité horizontale.

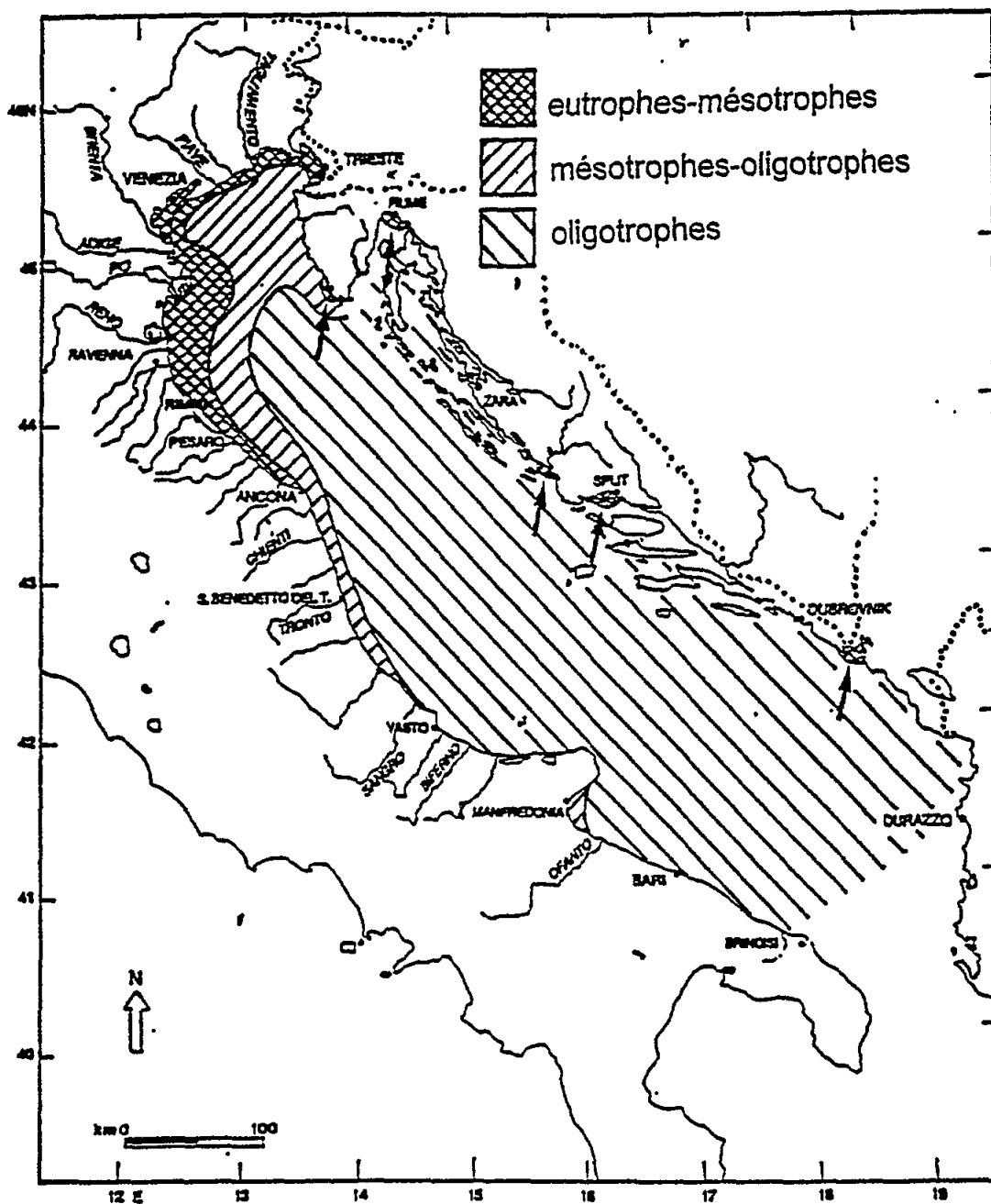


Fig. 14 Cartographie par zones des conditions trophiques de la mer Adriatique

Les causes de la grave détérioration qui s'est produite dans la zone nord depuis plus de vingt ans sont attribuées à un apport de charges nutritives dépassant la capacité d'assimilation naturelle du bassin (Warren et al., 1992). Le Pô, qui charrie quelque 100.000 tonnes/an d'azote inorganique et quelque 6.000 tonnes/an de phosphore inorganique, contribue à la majeure partie de la charge totale d'éléments nutritifs du bassin nord de l'Adriatique (Marchetti, 1990). L'Adige, le fleuve qui vient ensuite par ordre d'importance parmi ceux qui se jettent dans le bassin nord de l'Adriatique, apporte une contribution de 14.002 tonnes/an d'azote total et de 1.202 tonnes/an de phosphore total, bien que ses concentrations moyennes d'éléments nutritifs soient inférieures à celles relevées dans le Pô (Provini et al., 1980). L'azote total et le phosphore total rejetés par la seule Italie dans l'Adriatique Nord se montent à environ 270.000 et 24.000 tonnes/an, respectivement; cf, tableau 21 (données obtenues par Marchetti 1987; Regione Emilia-Romagna, 1991). A ces valeurs, on doit ajouter les apports provenant de l'Istrie estimés à 12.600 et 600 tonnes/an d'azote total et de phosphore total, respectivement (Deggobiset Gilmartin, 1990).

### 5.2.5 Agrégats de mucilages en mer Adriatique et mer Tyrrhénienne

Mer Adriatique. Après une année d'absence apparente d'agglomérations de mucilage dans les eaux de surface, et bien que ces agglomérations aient été présentes dans les couches plus profondes (5 à 10 m) en 1990, le phénomène est réapparu en 1991, d'abord à la fin mai dans les eaux de la Yougoslavie d'où il a gagné les parties nord et sud du bassin adriatique (voir figure 15).

Le matériel mucilagineux observé au moyen de télécaméras sous-marines lors d'enquêtes hebdomadaires régulières est apparu d'abord sous forme d'agrégats de "neige marine" ou masse caoutchouteuse sans consistance dont les plus fortes concentrations se situaient dans la thermocline. Ensuite, après des conditions de temps calme et d'ensoleillement élevé persistants, des paquets de mucilage d'une étendue et d'une durée variables ont fait surface sur l'ensemble de la mer Adriatique Nord. Le phénomène était plus prononcé au moment des heures chaudes de la journée, mais l'apparition des paquets mucilagineux était soumise à l'influence des vents et courants dominants.

Par comparaison avec la situation observée en 1988 et 1989, les épisodes mucilagineux de 1991 ont été d'une gravité moindre mais d'une durée bien plus considérable, à savoir du 5 juin à la fin août. Si l'on n'a pas enregistré sur toute la période de tempêtes marines, de brassage de la surface et de forts courants nord-sud, une brise de terre fréquente (appelée Libeccio) et des brassages légers des eaux ont empêché l'accumulation d'agrégats mucilagineux plus importants dans les eaux côtières. Par contre, plus au large, dans les eaux plus profondes et à proximité des sédiments, des quantités considérables de mucilage ont continué à être présentes, créant - en dehors des difficultés suscitées pour la pêche - une situation d'hypoxie et une légère mortalité de la faune du fond.

Les analyses chimiques et microscopiques ont confirmé que les constituants prédominants du matériel mucilagineux sont des agglomérats de polysaccharides muqueux renfermant des matières inorganiques et organiques tels que fragments minéraux, détritiques organiques, zooplancton (le plus souvent mort), etc. En ce qui concerne les constituants du phytoplancton, normalement dominé par *Nitzschia delicatissima*, l'analyse a révélé pour cette dernière espèce des concentrations estimées à 150-200 millions de cellules par dm<sup>3</sup> de matériel mucilagineux. Parmi les autres espèces de diatomées, *Navicula* et *Pleurosigma* étaient souvent présentes en quantités minimales, alors qu'on ne rencontrait que rarement des dinoflagellés (*Gonyaulax fragilis*, *Gymnodinium sp.*, etc.) et, quand c'était le cas, ceux-ci étaient alors en phase de dégradation (Rinaldi et al., 1995).

Tableau 21

Charge d'azote et de phosphore par région, et principales sources

AZOTE (tonnes/an)			
Régions	Total	Contribution par région	
		Pô	Autres cours d'eau
Piémont	42.772	42.772	0
Val d'Aoste	946	946	0
Lombardie	90.774	88.883	1.891
Trentin-Haute Adige	7.699	660	7.039
Vénétie	62.353	4.474	57.879
Frioul-Vénétie julienne	17.288	0	17.288
Ligurie	930	930	0
Emilie-Romagne	48.945	24.385	24.560
Grand Total	271.707	163.050	108.657
PHOSPHORE (tonnes/an)			
Régions	Total	Contribution par région	
		Pô	Autres cours d'eau
Piémont	3.759	3.759	0
Val d'Aoste	93	93	0
Lombardie	9.175	9.033	143
Trentin-Haute Adige	671	66	605
Vénétie	4.621	226	4.395
Frioul-Vénétie julienne	1.125	0	1.125
Ligurie	131	131	0
Emilie-Romagne	4.406	2.233	2.172
Grand Total	23.981	15.541	8.440
% Répartition en % par source (cf. 1986 - Marchetti, 1987)			
	P(t)	N(t)	
Population humaine	33,6	19,3	
Agriculture	29,5	63,8	
Elevage	14,1	5,5	
Détergents	12,7		
Industrie	7,4	7,6	
Terres en friche	2,7	3,8	

Mer Tyrrhénienne. Si les scientifiques connaissent et ont décrit en mer Adriatique des épisodes mucilagineux depuis le siècle dernier au moins, des chercheurs des universités de Pise et de Florence et des chercheurs associés du laboratoire "Daphné II" de l'Emilie-Romagne ont décelé pour la première fois en juillet 1991 des quantités notables de filaments mucilagineux dans les eaux profondes de la mer Tyrrhénienne (voir figure 15). Les conditions les plus graves ont été trouvées le long de la côte toscane et de l'archipel attenant. Des problèmes semblables ont également été identifiés au large des côtes du Lazio, de la Campanie et autour de la Sardaigne (cf. la carte), et par l'université de Palerme dans la partie nord-ouest de la Sicile.



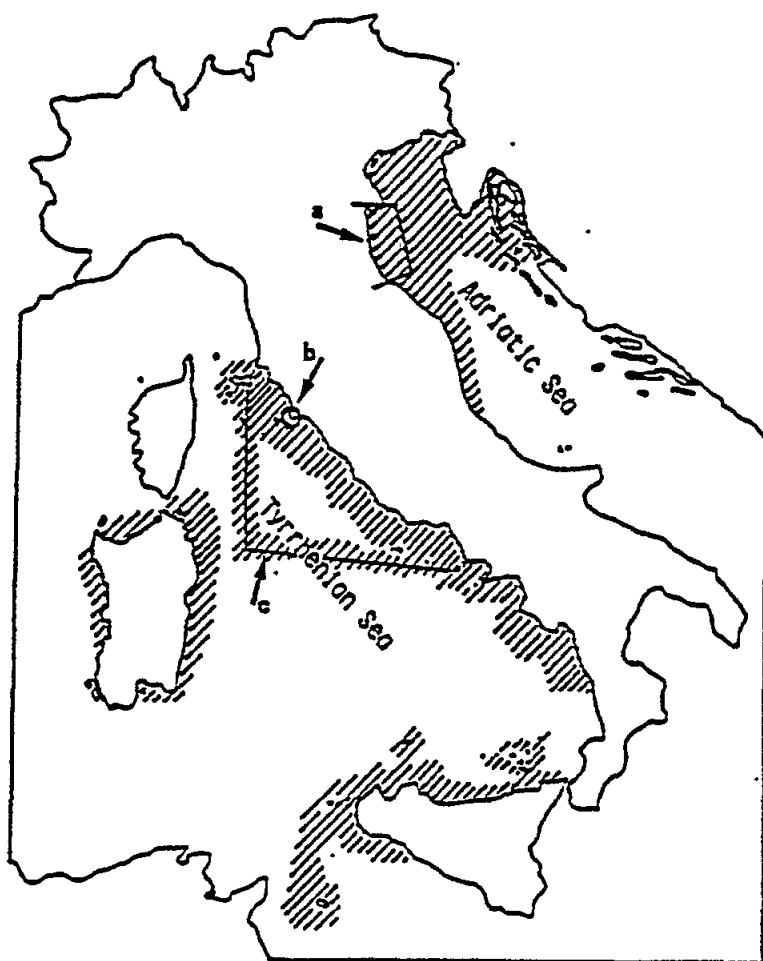


Fig. 15 Apparitions massives d'agrégats de mucilage, 1988-1989, le long des côtes de l'Italie. a) et b) indiquent les zones d'observations périodiques; c) observations effectuées lors de la croisière du navire océanographique "Minerva"

Ce matériel (apparemment non observé ou peut-être ignoré dans la zone, mais vraisemblablement remarqué depuis des décennies par les pêcheurs locaux qui parlaient de phénomène d'"eaux lourdes") a été retrouvé sous forme de suspensions denses d'aspect caoutchouteux jusqu'à ce qu'il soit retenu par des surfaces rugueuses (comme celles des rochers) et des organismes (gorgonaires, bryozoaires, éponges, posidonies, etc.) en recouvrant alors ces communautés d'un filet en forme de toile d'araignée. On ignore encore dans quelle mesure les biotes benthiques sont atteints et lésés par ce phénomène. On a toutefois observé, quand des conditions de ce type étaient réunies au nord-est de la mer Adriatique, une suffocation grave de la faune benthique.

#### 5.2.6 Grèce; est de la mer Ionienne et mer Egée

L'état trophique des eaux du large de l'est de la mer Ionienne et de la mer Egée peut être défini comme oligotrophe (Friligos 1986a; Boussoulengas et Catsiki, 1989).

Cependant, dans des diverses zones aux échanges d'eau médiocres comme les golfes, lagunes et estuaires, des conditions eutrophes peuvent se rencontrer et elles sont généralement dues à des émissaires d'eaux usées ainsi qu'à des effluents agricoles et industriels.

En allant d'ouest en est, on a observé des cas d'eutrophisation dans les zones suivantes:

Golfe Ambracique. Cette baie à l'ouverture étroite, située sur la côte de la mer Ionienne, est une importante zone de reproduction pour le poisson et les invertébrés d'espèces d'une grande valeur. Cette zone a présenté récemment des signes de dégradation en raison des apports excessifs de substances eutrophisantes provenant généralement d'émissaires d'eaux usées et d'effluents agricoles (Pagou, 1990). Des niveaux élevés d'éléments nutritifs (silicates et nitrates, en particulier) sont véhiculés dans le nord de la lagune par le cours fluvial de l'Arachtos (Frigilos et Balopoulos, 1988).

Lagune de Missolonghi (golfe de Patras). Grâce à des données recueillies en 1983 et 1984, Friligos (1986b) établit que des conditions d'anoxie s'observent fréquemment dans la partie la plus au nord de la lagune au cours de la saison estivale. Les teneurs en éléments nutritifs sont généralement élevées, les valeurs les plus fortes se situant dans les parages des émissaires de la ville.

Golfe Saronique et ses baies. Les proliférations d'algues qui se produisent dans le golfe Saronique sont généralement étendues, ce qui en fait l'une des zones de la Grèce les plus durement frappées par les phénomènes d'eutrophisation. Les causes de cette détérioration sont principalement attribuées aux émissaires d'eaux usées d'Athènes et du Pirée (dont la population de 3 millions d'habitants produit environ 7 m<sup>3</sup>/sec. d'effluents) et aux effluents industriels déversés dans la baie d'Eleusis voisine. Dans cette baie, identifiée comme la zone la plus eutrophe de tout le golfe Saronique, des cas d'anoxie persistante et étendue apparaissent pendant les mois d'été (Catsiki, 1991; Nakopoulou et al., 1992). Ces épisodes tendent à favoriser la libération d'éléments nutritifs par les sédiments, ce qui déclenche à son tour l'accroissement de la biomasse phytoplanctonique (Frigilos et Barbetseas, 1986). Pagou (1990) fait état de 10.000.000 cellules/l de *Gymnodinium breve* en novembre 1977 et de 29.000.000 cellules/l de *Scrippsiella trochoidea* en mai de la même année. A la plage d'Alimos (à l'est du golfe Saronique), en 1987, *Gymnodinium sp.* a atteint des concentrations comprises entre 12.000.000 et 27.000.000 cellules/l; le même genre était présent à raison de 27.000.000 cellules/l dans les eaux de l'île de Psitalia près de l'émissaire d'eaux usées. Dans la baie de Vouliagmeni (partie externe du golfe Saronique), on a relevé 58.600.000 cellules/l de *Pyramimonas sp.* en juillet 1988. Dans les eaux d'Hellenikon (est du golfe Saronique), Pagou (1990) a relevé en mars et en avril des concentrations de plus de 1.000.000 cellules/l de diatomées (*Thalassiosira sp.*, associée à *Leptocylindrus danicus* et *Nitzschia delicatissima*), et de *Noctiluca scintillas*. En 1980-81, Scoullos et al. (1983) ont enregistré une valeur maximale de 27,0 mg/m<sup>3</sup> de chlorophylle "a" à une station proche de l'émissaire d'eaux usées d'Athènes dans la baie de Kératsini.

Golfe Pagasétique. Des niveaux trophiques élevés sont relevés avant tout dans la partie nord de la baie de Volos. Les éléments nutritifs proviennent principalement de la ville de Volos et des installations industrielles. Friligos et Gotsis-Skretas (1988) font part d'un épisode d'eaux rouges survenu en juillet 1987 dans la zone portuaire la plus polluée et qui était dû à des flagellés de l'espèce *Gymnodinium catenatum* (11.150.000 cellules/l) et *Cachonina niei*; les diatomées prédominaient dans les eaux moins polluées du large.

Baie de Thessalonique (nord-ouest du golfe Thermaïque). Situation eutrophe analogue à celle de la baie d'Eleusis et du golfe Ambracique (Balopoulos et Friligos, 1986; Samanidou et al., 1986). D'énormes quantités d'éléments nutritifs sont charriées jusqu'à ce golfe par les effluents industriels et les émissaires d'eaux usées de la ville de Thessalonique (1.300.000 habitants) et par les eaux de quatre fleuves. L'Axios est tenu pour responsable du transfert dans le golfe de grosses quantités de nitrates d'origine agricole. Dans cette zone, l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique est directement fonction des augmentations des nitrates et des phosphates et de la réduction des valeurs de la salinité. Les efflorescences algales impliquent généralement des diatomées: *Nitzschia closterium*, *Cerataulina bergonii*, *Leptocylindrus minimus*, *Chaetoceros socialis* et *Thalassiosira sp.* sont les espèces dominantes dans la majorité des cas (Gotsis-Skretas et Friligos, 1988).

Golfe de Kavalla. Bien que les niveaux trophiques soient dans l'ensemble plus faibles que dans les autres zones précitées, il apparaît qu'une éclosion du dinoflagellé *Gonyaulax polyedra* à raison de 10.000.000 cellules/l, qui s'est produite en août 1986 dans la partie nord-ouest du golfe, a été due au naufrage d'un navire transportant des engrais phosphatés (Panagiotides et al., 1989).

Estuaire de la fleuve Vistonis. Yiannakopoulou (1992) signale une prolifération intense survenue en août 1984 avec des valeurs maximales de chlorophylle "a" de 86,0 mg/m<sup>3</sup>, se composant principalement de cyanobactéries.

Golfe d'Alexandroupolis (au nord-est de l'Égée). situation trophique similaire à celle du golfe de Kavalla. En raison des émissions du cours fluvial de l'Evros principalement, en 1981-1982, les concentrations de silicates et de nitrates étaient respectivement trois et six fois supérieures à la normale (Pagou, 1990).

#### 5.2.7 Malte. Méditerranée centrale

Lors d'un programme de surveillance d'une durée de trois ans (1989-1991) exécuté à Malte en vue de déterminer l'état trophique de deux zones portuaires très fortement urbanisées et au trafic commercial intense, le Grand Port et le Port Marsamxett, Axiak et al. (1992) ont constaté que les teneurs en éléments nutritifs et en chlorophylle étaient comparables à celles relevées dans d'autres zones de la Méditerranée où de nets symptômes d'eutrophisation se manifestent déjà. Des niveaux accrus de productivité primaire ont réduit la transparence des eaux, notamment dans les eaux les plus intérieures aux temps de séjour les plus longs, soit une moyenne de 2,6 m. Les mêmes zones présentent les valeurs moyennes les plus élevées d'éléments nutritifs (26,4 et 1,6 mg-at/m<sup>3</sup> pour les nitrates et l'orthophosphate, respectivement) et de chlorophylle "a". Les apports d'éléments nutritifs viennent surtout des émissaires (73.000 habitants à La Valette, la capitale, et ses faubourgs), bien qu'il convienne également de mentionner la contribution du trafic maritime et du tourisme.

#### 5.2.8 Turquie. Nord-est de la Méditerranée

Les eaux de la haute mer, au large de la Turquie, présentent dans l'ensemble des conditions d'oligotrophie; ce n'est que dans des zones côtières limitées affectées par les apports de cours d'eau, les déversoirs d'eaux usées ou les effluents industriels que des conditions d'eutrophie sont signalées.

La mer de Marmara fait exception à la fois en raison de ses dimensions, de son hydrologie et de son hydrodynamique. Il s'agit d'une mer semi-fermée, d'une superficie de 11.500 km<sup>2</sup> et d'un volume de 3.378 km<sup>3</sup>, dont les courants de surface à faible densité

dominants ont tendance à s'écouler d'est en ouest, alors que les courants de fond véhiculent une eau méditerranéenne à forte densité des Dardanelles au Bosphore. Lors d'une croisière océanographique réalisée en mer de Marmara du 30 juin au 8 juillet 1990, Aubert *et al.* (1990) ont relevé à proximité du Bosphore des valeurs d'azote inorganique et d'orthophosphate particulièrement élevées. On pense qu'il faut les attribuer à l'émissaire de la ville d'Istanbul (2.000.000 d'habitants). A l'ouest, les valeurs d'orthophosphate diminuaient progressivement. Les zones présentant la biomasse phytoplanctonique la plus importante se situaient à l'ouest du Bosphore et près des Dardanelles. Les populations de phytoplancton se composaient principalement de dinoflagellés (espèce dominante de *Gymnodinium* avec une concentration maximale de 540.000 cellules/l) et de coccolithophorides (essentiellement *Coccolithus pelagicus* et *Emiliana huxleyi* avec des densités entre 10.000 et 1.900.000 cellules/l), alors que les diatomées n'étaient pas abondantes.

En revanche, Uysal *et al.* (1988) signalent que les diatomées ont dominé le plus souvent pendant une longue période (septembre 1985 - janvier 1987) dans la partie est de la mer de Marmara (près du Bosphore) et que leur abondance était étroitement en rapport avec les apports d'éléments nutritifs. Des conditions d'anoxie dans les eaux du fond s'accompagnant d'une mortalité étendue de la faune benthique ont été observées dans la partie la plus orientale de la mer de Marmara (Basturk *et al.* 1990). Mentionnant un épisode survenu en août 1989, les auteurs l'attribuent à une combinaison de fortes haloclines et d'une stabilité marquée du bassin pendant l'été, à de gros apports d'éléments nutritifs et de matières organiques particulières provenant de la ville d'Istanbul, cette combinaison ayant occasionné une production primaire élevée.

La baie de Gemlik (partie sud-est de la mer de Marmara) présente de nets symptômes d'eutrophie résultant d'émissions riches en éléments nutritifs d'origine agricole provenant de la zone proche du lac d'Iznik (Aral, 1992).

Côtes occidentales. Yaramaz et Tuncer (1986) ont étudié les niveaux d'éléments nutritifs à dix stations côtières situées entre les villes de Çannakale (nord-est de l'Egée) et de Bodrum (sud-est de l'Egée) sur le littoral ouest de la Turquie. **(Des valeurs élevées....)** Les valeurs les plus élevées ont été trouvées à la station **(near the coast)** proche de la baie d'Izmir (échantillonnage le long du littoral), soit des moyennes de 16,6, 1,0 et 2,5 mg-at/m<sup>3</sup> pour l'azote ammoniacal, l'azote nitrique et l'orthophosphate, respectivement. Dans les parties les plus intérieures de la baie d'Izmir citées par de nombreux auteurs comme gravement atteintes, les teneurs en éléments nutritifs sont particulièrement élevées, notamment par rapport à celles obtenues dans les baies voisines non polluées (Balci *et al.*, 1994). Koray et Buyukisik (1988) font état d'une prolifération du dinoflagellé *Alexandrium minutum* (une microalgue excréant des toxines du groupe PSP) qui s'est produite en mai 1983 dans une zone particulièrement affectée par de gros apports d'éléments nutritifs. Le phénomène a été suivi d'anoxie et de mortalité de la faune dans les eaux du fond.

Les pullulations algales répétées dans cette zone sont due à des algues qui produisent des toxines du groupe PSP (Koray, 1990; Koray *et al.*, 1992); parmi celles-ci, on relève *Alexandrium minutum* avec des pics de 10.000.000 cellules/l (dominance en mars, avril, mai et juin), *Gonyaulax polyedra* avec des pics de 50.000 cellules/l (en avril, mai et juin) et *Gonyaulax spinifera* avec des pics de 20.000 cellules/l (notamment en mai et juin). Ces pullulations d'algues entraînent des épisodes d'anoxie des eaux du fond.

Au moyen d'un modèle de régression multiple, Koray (1988) démontre que les multiplications de diatomées dans la baie d'Izmir sont, dans 70% des cas, corrélées à des valeurs élevées d'éléments nutritifs; le taux de non corrélation de 30% est attribué à l'action broutante du zooplancton ou aux effets inhibiteurs dus à des polluants. Koray et Buyukisik

(1992) parviennent aux mêmes conclusions, à savoir que les augmentations de la biomasse autotrophe sont en général en rapport direct des augmentations du phosphore, de l'azote, de la lumière et de la température.

En comparant la baie d'Izmir polluée avec la baie de Gulbahce non polluée, Buyukisik (1988) établit que si, dans la partie la plus interne de la baie d'Izmir, les principaux indicateurs trophiques sont élevés (5,3 mg/m<sup>3</sup> de chlorophylle "a", 10,1 mg-at/m<sup>3</sup> d'azote inorganique total, 1,4 d'orthophosphate et 6,7 de silicates; 1984-85), les valeurs moyennes relevées dans la baie de Gulbahc sont beaucoup plus faibles (0,85 mg-at/m<sup>3</sup>, 2,3 mg-at/m<sup>3</sup>, 0,1 mg-at/m<sup>3</sup> et 5,7 mg-at/m<sup>3</sup>, respectivement), reflétant des conditions d'oligotrophie normales pour à la zone.

Côtes sud. Basturk et al. (1988), Yilmaz et al. (1992) signalent des conditions d'oligotrophie dans les eaux du large, avec des hausses du niveau trophique à quelques sites côtiers. Ils mentionnent tout particulièrement la baie d'Antalya et la baie d'Iskenderun où des renforcements importants des conditions trophiques peuvent survenir à certaines périodes en raison de l'upwelling et des émissions d'origine terrestre. Dans la baie d'Iskenderun notamment, les auteurs relèvent des teneurs en éléments nutritifs de 0,1-0,5, 0,5-12,0 et 0,1-11,0 mg-at/m<sup>3</sup> pour l'orthophosphate, l'azote nitrique+nitreux et la silice réactive, respectivement.

Le niveau de la production primaire et de la production trophique qui s'y rapporte est relativement faible en Méditerranée orientale. L'eutrophisation n'y est observée que localement dans les zones côtières affectées par les apports fluviaux et par les rejets urbains et industriels. La quantité d'eaux usées industrielles et domestiques rejetées ne représente qu'une fraction réduite (3%) de l'apport total d'eau douce; cependant, ces sources constituent 20% et 17% des apports totaux d'azote et de phosphore, respectivement. Selon des études réalisées en Turquie, ce pays contribue pour 0,5% aux rejets totaux de déchets industriels et domestiques dans les zones côtières de la Méditerranée, ce qui correspond à 4% et 7% des niveaux totaux d'azote et de phosphore, respectivement. Le rejet annuel total à partir des zones côtières dans la mer Méditerranée est de 57,2X10<sup>3</sup> tonnes d'azote et de 9,6X10<sup>3</sup> tonnes de phosphore, dont une partie dominante (90%) provient des zones côtières des baies de Mersin et d'Iskenderun. Par conséquent, le niveau de production a tendance, dans ces baies, à être plus élevé, et on y observe épisodiquement une eutrophisation.

#### 5.2.9 Liban. Méditerranée orientale

Mis à part quelques zones portuaires eutrophes où des proliférations peuvent se manifester épisodiquement, il n'est pas signalé de conditions eutrophes dans les eaux côtières du Liban. Dans l'ensemble, ces eaux sont oligotrophes, avec des fluctuations saisonnières limitées de la biomasse autotrophe consistant en augmentations au printemps et en réductions à la saison chaude. Les dinoflagellés présents dans cette région relèvent du phytoplancton typique des zones tempérées de la Méditerranée. La présence d'espèces toxiques comme *Gonyaulax polyedra*, *Alexandrium minutum* et *Dinophysis spp.* est également relevée. Cependant, Lakkis (1991) fait observer que ces espèces n'ont jamais créé de problèmes de santé car elles sont présentes à de très faibles concentrations.

Abboub-Abi Saab (1990) et Abboub-Sabi Saab et Kassab (1992) font également état de faibles concentrations de phytoplancton et confirment la tendance générale à une réduction de la biomasse microalgale lors de la transition des eaux côtières aux eaux du large.

#### 5.2.10 Israël. Méditerranée orientale

Les eaux du large du sud-est de la Méditerranée sont particulièrement pauvres en éléments nutritifs. Krom et al. (1988), lors d'une croisière océanographique effectuée en août-septembre 1987 dans le bassin Levantin au sud de Chypre, ont trouvé des conditions généralement oligotrophes. Jusqu'à des profondeurs de plus de 500 m en dessous de la surface, ils ont mesuré des quantités de 5,5-6,3 mg-at/m<sup>3</sup> de nitrates et de 10-12 mg-at/m<sup>3</sup> de silicates. Ces valeurs sont très faibles, notamment si on les compare avec celles relevées dans les océans à la même profondeur: 40 mg-at/m<sup>3</sup> de nitrates dans les océans Indien et Pacifique, 20 mg-at/m<sup>3</sup> de nitrates dans l'océan Atlantique, 130 mg-at/m<sup>3</sup>, 130 mg-at/m<sup>3</sup> de silicates dans les océans Pacifique et Indien, et 40-100 mg-at/m<sup>3</sup> de silicates dans l'océan Atlantique.

De la même manière, les valeurs de la biomasse autotrophe dans les eaux côtières tendent en général à être très faibles. Dans un programme de recherche (réalisé de mars 1983 à février 1984) sur la répartition saisonnière des populations de diatomées et de dinoflagellés à deux stations proches de Haïfa (l'une côtière et l'autre au large), Schneller et al. (1985) ont enregistré des valeurs de la biomasse phytoplanctonique, exprimées en chlorophylle "a", comprises entre 0,19 et 0,63 mg/m<sup>3</sup> à la station côtière et entre 0,08 et 0,38 mg/m<sup>3</sup> à la station du large.

#### 5.2.11 Egypte. Sud-est de la Méditerranée

Des épisodes d'eutrophisation aiguë dans les eaux de transition de l'Egypte ont été signalés avant tout dans les eaux portuaires et côtières au large d'Alexandrie, et dans les lagunes du delta du Nil. Globalement, l'eutrophisation et l'altération de la qualité des eaux (couleur anormale, anoxie des eaux du fond et production d'hydrogène sulfuré) dans les eaux de transition et les eaux côtières de l'Egypte sont provoquées par la combinaison: (a) d'apports importants de substances fertilisantes d'origine urbaine, agricole et industrielle; (b) de temps de séjour prolongés des eaux lagunaires dus en partie à des barrières physiques; (c) de la stratification de la salinité des eaux; (d) de températures généralement élevées de l'eau.

Eaux côtières et ports. Le long de la côte, des niveaux trophiques élevés ont été observés dans la zone située au large d'Alexandrie et dans un certain nombre de sites à proximité des déversements des principaux bras du Nil (Rosette et Damiette). La ville d'Alexandrie rejette quelque 183.000.000 m<sup>3</sup>/an d'eaux usées (Aboul Kassim et al., 1992) et de déchets industriels dans la baie voisine d'El-Mex (El-Sherif, 1990). Les courants géostrophiques entraînent ces eaux à l'est et le long de la côte en ne causant pas seulement un état trophique grave mais aussi une détérioration générale de l'écosystème côtier. Toutefois, la dilution empêche les manifestations les plus catastrophiques de l'eutrophisation le long des zones balnéaires les plus importantes d'Egypte.

L'eutrophisation est plus grave dans les deux zones portuaires presque fermées de Port-Est et de Port-Ouest. Les conditions régnant dans ces deux ports ont été amplement étudiées par des membres de l'université d'Alexandrie (Aboul-Kassim et al., 1992; Emara et al., 1992; Saad et Hemeda 1992a, 1992b; Zaghoul et Halim 1992).

Port-Ouest (7,54 km<sup>2</sup>). A proximité de Port-Saïd, à l'est du delta, c'est le plus grand port égyptien. Un trafic maritime intense et le rejet des effluents du secteur urbain créent des pullulations algales répétées associées à des conditions anoxiques des eaux du fond (IOC/Unesco, 1988; Saad et Hemeda 1992a). Zaghoul (1992) établit que cette zone est fortement eutrophe; des conditions associant valeurs de transparence faibles et teneurs élevées en éléments nutritifs et en chlorophylle "a" surviennent fréquemment.

Port-Est (2,53 km<sup>2</sup>). De fortes proliférations algales sont causées dans cette zone par un apport excessif d'éléments nutritifs de la ville d'Alexandrie, associé à la stabilité verticale marquée du bassin. En juin 1985, Dowidar et Aboul-Kassim (1986) ont estimé la valeur moyenne de chlorophylle "a" à 23 mg/m<sup>3</sup>. Zaghloul et Halim (1992) font part d'eaux rouges occasionnées par le dinoflagellé toxique *Alexandrium minutum*, et d'une anoxie des eaux du fond. Dowidar et al. (1990) ont estimé la quantité totale de phosphore minéral dissous rejetée à Port-Est à 1.094 kg/an.

Lagunes du delta du Nil. A l'exception de celle de Burullus, ces lagunes étendues d'une profondeur moyenne d'environ 1 m (Mariout, Edku, Burullus, Menzalah) et leurs pêcheries ont fait l'objet d'études détaillées lors d'un programme conjoint FAO/Unesco, à la fin des années 1950, avant la construction du Grand Barrage (Elster et Vollenweider, 1961). Les lagunes sont en partie ceintées de roselières (*Phragmites*) et en partie recouvertes de macrophytes (*Potamogeton sp.*; *Eichhornia* flottant). Elles constituent d'importants habitats pour le poisson de valeur commerciale. Toutes les lagunes reçoivent les eaux de drainage provenant des réseaux d'irrigation desservant les zones agricoles extrêmement développées du delta du Nil. Ces eaux sont alors rejetées dans la Méditerranée. Les interactions entre l'apport d'eaux douces du Sud riches en éléments nutritifs et l'intrusion d'eau de mer par les connexions à la mer au Nord créent de forts gradients de salinité, à la fois horizontalement et verticalement.

Depuis les années 1960, les apports du Nil ont subi une réduction drastique à la suite de la construction du Grand Barrage. Alors que la réduction des quantités de matières solides charriées a retenti sur la morphologie de la zone du delta, les débits plus faibles n'ont pas seulement profondément modifié l'hydrologie et la biologie du sud-est de la Méditerranée mais aussi les zones lagunaires. S'ajoutant à l'utilisation accrue des engrais, la hausse de la population du delta a entraîné une augmentation des éléments nutritifs et une augmentation importante de la productivité primaire des eaux de mer côtières (IOC/Unesco, 1988).

Lac Mariout. Le lac Mariout n'est pas directement relié à la mer comme les autres lagunes; ses eaux sont rejetées à la mer par la station de pompage de Mex à l'ouest d'Alexandrie. Depuis l'étude d'Elster et Vollenweider, la zone lagunaire a été réduite en partie par l'exondation et en partie par l'aménagement d'aires de pisciculture. La zone dite "Hydrodrome de Nusha" (5 km<sup>2</sup>) est une section artificiellement endiguée du lac Mariout. A l'origine, le lac Mariout comportait un bassin aux propriétés biologiques tout à fait différentes, dont une partie était en majeure partie recouverte par *Potamogeton pectinatus*, tandis qu'une autre partie recevant des rejets de la ville d'Alexandrie était dominée par le plancton et d'une productivité primaire extrêmement élevée. La production primaire mesurée variait régulièrement autour de 1 à 2 g C/m<sup>2</sup>/jour et atteignait des valeurs maximales de plus de 5 g C/m<sup>2</sup>/jour avec la prépondérance de *Spirulina jenneri*. En outre, la stratification verticale sur un mètre de profondeur seulement au cours des périodes calmes pouvait être très marquée avec une saturation en oxygène dépassant 200% en dessous de la surface et des conditions réductrices sévères sur le fond.

Telle est encore foncièrement la situation actuelle, aggravée toutefois par les énormes déversements d'eaux usées non épurées provenant de la ville d'Alexandrie et les effluents d'origine industrielle et agricole (Saad, 1973). La détérioration est si grave dans la production et l'émission dans l'atmosphère d'hydrogène sulfuré qu'elle rend parfois la respiration pénible. Parmi les cas d'eutrophisation étudiés par Elster et Vollenweider, celui-ci représente vraisemblablement le pire au plan mondial.

La lagune de Burullus (420 km<sup>2</sup>, profondeur moyenne de 1,25 m) présente les plus fortes teneurs en éléments nutritifs dans sa partie la plus occidentale étant donné que celle-ci

reçoit 75% des apports dus au drainage des zones environnantes. Elle présente aussi les temps de séjour les plus longs des eaux, car les échanges avec la mer ont lieu surtout dans la partie orientale (Abdel-Moati *et al.*, 1988). Des estimations dues à Abdel-Moati *et al.* (1990) pour 1987-1988 indiquent que la lagune de Burullus reçoit une charge d'éléments nutritifs équivalant à 558 tonnes par an de phosphore et 2.318 tonnes par an d'azote. Les valeurs de chlorophylle ne sont généralement pas très élevées (moyenne de 6,6 mg/m<sup>3</sup>), bien qu'on observe des pics récurrents compris entre 10 et 15 mg/m<sup>3</sup>.

La lagune de Menzalah (environ 2.000 km<sup>2</sup>, entre le delta du Nil et le canal de Suez) se trouve dans la même situation; en raison du ruissellement provenant des zones agricoles, elle atteint des niveaux trophiques élevés et des proliférations d'algues s'y produisent à répétition (Halim, 1989). On y signale une valeur moyenne de 21 mg/m<sup>3</sup> de chlorophylle "a".

En ce qui concerne la limitation par les éléments nutritifs, Elster et Vollenweider (1961) ont trouvé des rapports N/P faibles, indiquant une prévalence de la limitation par l'azote. Une utilisation accrue d'engrais artificiels au cours de ces dernières décennies constitue donc vraisemblablement un facteur majeur dans le développement de l'eutrophisation.

#### 5.2.12 Tunisie. Sud de la Méditerranée

Les cas d'eutrophisation signalés concernent avant tout les lacs de Tunis et d'Ichkeul.

Lac de Tunis. Il s'agit d'une lagune d'une superficie de 48,6 km<sup>2</sup> et d'une profondeur moyenne de 1 m. Les seuls échanges avec la mer se font par un canal navigable (ouverture de 500 m) et deux autres petits canaux (ouverture de 40 m) dont l'un est proche de la ville de Kherredine. La salinité varie entre 25 en hiver et au printemps, et 45 en été. Il existe aussi des variations considérables de la température au cours de l'année, de 10EC en hiver à 30EC en juillet-août. Coupée en deux par une chaussée surélevée qui longe le canal navigable, la lagune comprend une section sud et une section nord. Elle reçoit les eaux usées de la ville de Tunis (un million d'habitants) qui n'ont subi qu'une épuration partielle et se déversent principalement dans la section nord, alors que la section sud reçoit des apports urbains et industriels (Stirn, 1968; Aubert et Aubert, 1986).

L'état trophique élevé du bassin favorise des proliférations envahissantes de macroalgues et des floraisons algales intenses et fréquentes. On a estimé que, pendant l'été et l'automne, la biomasse macroalgale se composant surtout de l'espèce *Ulva* peut atteindre 1.479 g/m<sup>2</sup>, soit une masse totale évaluée à 43.658 tonnes (Unesco, 1984).

Belkir *et al.* (1987) soulignent la présence de valeurs élevées d'éléments nutritifs. Les concentrations observées à 15 stations du 11 au 15 juillet 1985 se situaient entre 1.852 et 11.064 mg/m<sup>3</sup> pour l'azote inorganique soluble, entre 44 et 1.958 mg/m<sup>3</sup> pour l'orthophosphate, et entre 8.700 et 15.400 mg/m<sup>3</sup> pour la silice. De grosses quantités de biomasse phytoplanctonique se composaient de diatomées et de dinoflagellés (*Gymnodinium sp.* et *Prorocentrum micans*); l'anoxie et l'hydrogène sulfuré causaient une mortalité massive du poisson.

Lagune d'Ichkeul. La lagune, d'une superficie de 95 km<sup>2</sup> et d'une profondeur moyenne de 1,2 m, située au nord de la Tunisie, est décrite par Ben Rejeb et Lemoalle (1986). La biomasse phytoplanctonique est particulièrement abondante pendant les mois d'hiver en raison de l'hydrologie et de l'hydrodynamique du bassin. Au cours de l'hiver et du printemps, la lagune reçoit un ruissellement riche en substances fertilisantes provenant des



zones environnantes, alors qu'en été il se produit un afflux d'eaux marines pauvres en éléments nutritifs. La chlorophylle et la salinité présentent une corrélation inverse; en hiver, de faibles valeurs de salinité sont associées à des valeurs élevées de chlorophylle, et réciproquement.

#### 5.2.13 Algérie. Sud de la Méditerranée

Des épisodes d'eutrophisation ont été signalés dans un certain nombre de lagunes et de zones portuaires comportant un trafic maritime intense. Les eaux marines côtières présentent généralement des conditions d'oligotrophie. Lors de l'enquête océanographique menée du 27 mai au 27 juin 1986, les plus fortes valeurs de chlorophylle "a" (max. de 0,6 mg/m<sup>3</sup>) ont été observées près de la côte, et elles étaient associées à une remontée d'eau profondes (upwelling).

Lac d'El-Mellah. Situé à quelques kilomètres de la frontière tunisienne, cette lagune d'eau saumâtre de 680 hectares et d'une profondeur maximale de 5 m est affectée par des épisodes récurrents de dystrophie et en été par l'anoxie des eaux du fond (De Casabianca-Chassany et al., 1986; 1988). Plus récemment, Samson-Kechacha et Touahria (1992) ont observé la présence d'espèces potentiellement toxiques comme *Dinophysis acuminata* et d'autres du genre *Gonyaulax* et *Gymnodinium*. Des conditions de stress environnemental sont plus manifestes dans les parties les plus confinées de la lagune qui reçoivent des apports directs de cours d'eau.

## 6. EFFETS SUR LA VIE, LES RESSOURCES ET LES VALEURS D'AGREMENT MARINES

### 6.1 Les proliférations de phytoplancton nocives pour les vertébrés et les invertébrés marins

Une mortalité massive et étendue du poisson et des invertébrés ainsi que des dommages occasionnés aux écosystèmes marins associés à des pullulations algales et/ou à des eaux brunes, rouges et vertes sont des phénomènes qui se produisent dans toutes les mers du monde; cependant, les mécanismes de la mortalité des animaux marins n'ont pas encore été suffisamment étudiés. Récemment, le problème a suscité un intérêt scientifique notable, aussi bien au Japon qu'en Europe en raison des dommages causés à la santé et à l'économie.

Les effets des proliférations de phytoplancton sur les animaux sont directs et indirects, primaires ou secondaires. Les effets primaires ou directs sont ceux causés par l'obstruction de l'appareil branchial par la biomasse phytoplanctonique, les effets d'ichtyotoxines spécifiques sur les cellules branchiales et de biotoxines absorbées par l'appareil digestif sur le métabolisme cellulaire (Taylor, 1990). Cependant, les effets indirects ou secondaires sont dus à un manque d'O<sub>2</sub> et à la production d'H<sub>2</sub>S et de NH<sub>3</sub> qui peut atteindre des niveaux réellement toxiques pour le poisson.

Les proliférations d'algues nocives posent des problèmes pour la pêche et l'aquaculture dans les zones côtières du monde, et, en mer Méditerranée, elles sont dues à des organismes des classes d'algues ci-après: *dinophycées*, *prymnesiophycées*, *raphidophycées*, *dictyochophycées* (=silicoflagellés).

### 6.1.1 Dinophycées

Les pullulations toxiques de dinoflagellés rentrent dans trois catégories (Steidinger, 1983): (a) pullulations qui tuent le poisson mais peu d'invertébrés (*Gymnodinium breve* Davis, l'organisme des eaux rouges de Floride, en est un exemple); (b) les pullulations qui tuent avant tout les invertébrées (plusieurs espèces de *Gonyaulax* sont de ce type); (c) les pullulations qui tuent peu d'organismes marins mais dont les toxines se concentrent dans les siphons ou les glandes digestives de mollusques bivalves filtreurs (clams, moules, huîtres, pétoncles, etc.) en causant une intoxication paralytique aux fruits de mer (syndrome PSP, "Paralytic shellfish poisoning" des auteurs anglo-saxons).

Il a été noté depuis un certain temps que la mortalité du poisson lors des proliférations de dinoflagellés des espèces *Ptychodiscus breve* (= *Gymnodinium breve*) et *Alexandrium* (= *Gonyaulax*), responsables des syndromes NSP et PSP chez l'homme, est due à des lésions neuromusculaires causées par les mêmes biotoxines que celles absorbées par l'appareil digestif (Ray, 1971; Steidinger et al., 1973) (voir chapitre 7).

Les informations actuellement disponibles indiquent un lien possible entre des toxines de dinoflagellés (saxitoxines et brevéttoxines) et les récentes mortalités massives de mammifères marins (jubarte et tursiope souffleur) le long de la côte est des Etats Unis (Anderson et White, 1989).

#### Genre GYMNODINIUM Stein

En Floride, la mortalité du poisson est due à *Gymnodinium breve* qui a été identifié en 1948 comme l'agent étiologique et est considéré comme l'unique agent responsables de tous les épisodes décrits depuis 1844. En ce qui concerne le poisson benthique, les toxines peuvent avoir un effet complexe sur le système neuromoteur, mais cela ne s'applique pas aux divers invertébrés pour lesquels les conditions d'anoxie sont probablement la seule cause de mortalité (Steidinger et al., 1973). Ray et Aldrich (1965), Spikes et al. (1969), Martin et Chatterjee (1969) ont constaté que l'extrait lipidique de *G. breve* produit des toxines qui ont des effets sur le poisson, les poussins et les souris. L'abondance et le profil de périodicité annuelle du dinoflagellé *G. brevis* (Davis) ont été également étudiés en mer Méditerranée dans un milieu eutrophe (golfe Saronique, mer Egée) de 1977 à 1983 et en 1987 (Pagou et Ignatiades, 1990). En mer Egée, il n'a pas été signalé jusqu'à présent de mortalité du poisson.

*Gymnodinium catenatum* a déjà été décelé en mer Méditerranée: dans une lagune côtière de la mer Tyrrhénienne (Carrada et al., 1988) et sur la côte méditerranéenne d'Espagne (Bravo et al., 1990). Seules les cellules de *G. catenatum* de la côte espagnole produisent la PSP, mais il n'est pas constaté d'effet ichtyotoxique (voir chapitre 7).

En mer Adriatique, le long de la côte de l'Emilie-Romagne, *Gymnodinium sp.*, d'abord identifié comme étant *G. corri*, a provoqué des eaux vertes en 1976 et une nouvelles fois en 1977 (Viviani 1977a; 1981), lesquelles ont été qualifiées de "soupe verte" par la presse (Goldoni, 1976). Ce phénomène s'est répété en novembre 1984 et a recouvert la mer, des Marches à la Vénétie (Centro Studi Ricerche Risorse Biologiche Narine Cesetanico, 1984; Regione Emilia-Romagna 1984). Lors de recherches menées en 1976-1977 sur l'ichtyotoxicité potentielle, il a été possible de démontrer que le phénomène de mortalité du poisson était dû à un état d'anoxie (Viviani et al., 1984). En 1988, la même espèce de *Gymnodinium* mentionnée comme *Gymnodinium sp.*, a occasionné des eaux colorées similaires qui ont duré trois mois sans effets nocifs sur les invertébrés et le poisson (Centro

Studi Ricerche Risorse Biologiche Marine Cesetanico 1988; Regione Emilia-Romagna 1988). En 1982-83, des eaux vertes (3.000.000 cellules/l) ont été observées dans la baie de Vilaine et Marennes (Lassus, 1984).

#### Genre ALEXANDRIUM Halim (=GONYAULAX)

*Alexandrium monilata* (= *Gonyaulax monilata*), un dinoflagellé commun du golfe du Mexique, excrète une substance qui est toxique pour le poisson (Gates et Wilson 1960; Aldrich et al., 1967) mais qui n'affecte pas le poussin, la souris ou d'autres animaux à sang chaud (Ray, 1971). Les huîtres du golfe du Mexique ne filtrent plus l'eau quand elles sont exposées à *A. monilata*. Clemons et al. (1980) ont essayé d'obtenir la toxine pure en suivant la toxicité pour la blatte d'Allemagne et l'activité hémolytique. Dans leur expérimentation, la toxicité a été trouvée dans la fraction hydrosoluble d'une gamme moléculaire supérieure à 100.000.

*Alexandrium tamarensis*, provenant de la côte anglaise, a entraîné de la mortalité chez des animaux aquatiques, tandis que celui provenant de la côte atlantique du Canada n'a jamais produit pareils effets (Ray, 1971).

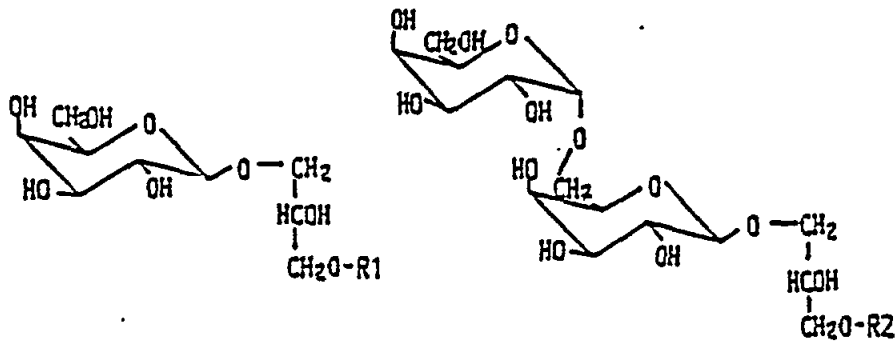
En Méditerranée, dans une lagune située à l'est de la baie d'Alexandrie, des épisodes d'eaux rouges causées par *Alexandrium minutum* sont des phénomènes qui réapparaissent l'été depuis le premier observé en 1958 (Halim, 1960). Il se produit une mortalité parmi le poisson, par obstruction des branchies, mais on n'a pas relevé de toxines (Halim, 1989).

*Gonyaulax polyedra*, signalé comme ichthyotoxique (Ballantine et Abbnott, 1957; Schradie et Bliss, 1962; Reish, 1963) et responsable de mortalité parmi les jeunes huîtres (Paulmier, 1977), a provoqué en mer Adriatique (côte d'Emilie-Romagne et baie de Spalato) une "pêche facile" et une mortalité parmi le poisson et les mollusques que l'on attribue à un déficit en O<sub>2</sub> (Viviani, 1977a; Marasovic et Vukadin, 1982).

#### Genre GYRODINIUM

Dans les proliférations de *Gyrodinium aureolum*, directement rattachées à *Gymnodinium nagasakiense* du Pacifique (qui entraîne au Japon une mortalité chez le poisson), on a décrit des phénomènes de mortalité du poisson et des saumons d'élevage sur les côtes irlandaise, galloise et scandinave, et d'invertébrés après 1966 (Tangen 1977; Ottway et al., 1979; Whiddows et al., 1979; Roberts et al., 1983). A la fin des années 1980, il a été mis en évidence que l'effet ichthyotoxique, au niveau des fonctions branchiales, du dinoflagellé sus-mentionné, est dû à des acides gras polyinsaturés et à du monoacyl-digalactosyl glycérol, qui ressemble à l'hémolysine-2 d'*Amphidinium carteri* (fig. 16) (Yasumoto et al., 1990).

*Gyrodinium spirale* est une cellule relativement grosse (40-200 µm) sans activité de photosynthèse, capable de capturer des proies vivantes, répandue dans de nombreuses mers, y compris la côte européenne de l'océan Atlantique et aussi la côte méditerranéenne de la France. Dans la lagune de Thau (eaux saumâtres), ce dinoflagellé a occasionné en 1985 la destruction de 600 tonnes de moules et de 10 tonnes d'huîtres chez lesquelles on n'a pas décelé la présence de biotoxines et pour lesquelles aucun cas de bio-intoxication chez l'homme n'a été communiqué (Tournier et Guillon, 1985). *Gyrodinium spp.* représente, pendant l'été, les espèces les plus abondantes de la fraction "dinoflagellés" du golfe de Trieste (Cabrini et al., 1989).



hemolysins-1 and 2 of A. carteri: R1= acyl(C<sub>18:4ω3</sub>), R2= acyl(C<sub>18:4ω3</sub>)

hemolysins of C. polylepis: R2= acyl(C<sub>18:5</sub>, C<sub>20:5</sub>)

hemolysins of G. aureolum: R2= acyl(C<sub>20:5</sub>)

Fig. 16 Structures de l'hémolysine - 1 et de l'hémolysine - 2 de *A. carteri*, et structures proposées de l'hémolysine de *C. polylepis* et *G. aureolum*

### 6.1.2 Prymnésiophycées

#### Genre PRYMNESIUM

Une autre toxine d'un grand intérêt est celle produite par l'algue jaune-brun *Prymnesium parvum*. Cette algue pousse dans des zones d'eaux saumâtres et d'eau de mer et produit une toxine qui est létale pour le poisson et les animaux à respiration branchiale dans certains pays européens et en Israël (Shilo et Aschner, 1953; Shilo et Rosenberger 1960; Shilo, 1967). Des chercheurs israéliens ont recouru à diverses méthodes biologiques pour montrer que la toxine exerce une action multiple et produit trois effets différents: ichtyotoxique, hémolytique et cytotoxique. La toxine inhibe le transfert d'oxygène à travers les membranes branchiales et constitue l'un des gros problèmes de l'élevage de carpes en Israël (Shilo, 1967).

Dans un premier temps, il se produit un dommage spécifique réversible au niveau des tissus branchiaux consistant dans la perte de leur perméabilité sélective, suivi d'un deuxième stade aboutissant à la mortalité par réponse du poisson sensibilisé à des toxiques non spécifiques présents dans le milieu en concentration sublétale pour le poisson normal (Shilo, 1967).

Les études sur la purification et l'analyse de préparations de *Prymnesium* ont montré que le principe actif (prymnésine) est un glycolipide de poids moléculaire élevé (23.000 ± 1.800). Le squelette de sa structure est un polysaccharide contenant environ 100 molécules d'hexose composé de glucose, mannose et galactose dans un rapport 2:1:1. Dans ce

polysaccharide, 26 groupements hydroxyles sont estérifiés par quatre acides gras à chaîne longue.

Les diverses activités biologiques en rapport avec la prymnésine résultent probablement d'interactions avec la membrane cellulaire. On présume que la prymnésine est attachée aux membranes biologiques et que le remaniement de la membrane qui en résulte rend celle-ci perméable et lâche.

Ulitzur et Shilo (1970), en recourant à une technique de séparation différente, ont obtenu une deuxième toxine appelée "toxine B" qui possédait 15 acides aminés et un certain nombre d'acides gras non identifiés. A la différence de la prymnésine, la toxine B ressemblait à un protéolipide. Elle possédait six facteurs hémolytiques.

#### Genre CHRYSOCHROMULINA Lackey

De même, les floraisons étendues de *Chrysochromulina polylepis* survenues en 1988 le long des côtes du Danemark, de la Suède et de la Norvège et ayant atteint une concentration maximale de 50-100 millions cellules /litre en causant une mortalité massive parmi les invertébrés et le poisson à l'état naturel et en élevage, a suscité de nouveaux problèmes sanitaires et économiques pour les mers européennes (Undertal et al., 1989). Il convient de noter que les proliférations de *C. polylepis* sont tenues aujourd'hui pour un exemple d'augmentation marquée des éléments nutritifs dans les zones côtières et par conséquent comme l'un des paramètres caractéristiques de l'eutrophisation d'origine anthropique. L'ichtyotoxine produite par cette prymnésiomonadine est un glycolipide: monoacyl-digalactosylglycérol, dont l'acide gras est un C18:5 ou 20:5 (1-acyl-3-digalactosylglycérol)(Yasumoto et al., 1990).

#### 6.1.3 Raphidophycées (chloromonadophycées)

##### Genre CHATTONELLA

Certaines chloromonadines aussi produisent des ichtyotoxines. *Chattonella antiqua* et *C. marina* sont responsables de dommages occasionnés le long des côtes japonaises. On a estimé que leur action ichtyotoxique pourrait être due à des acides gras polyinsaturés (Lassus, 1988).

Les chloromonadines constituent à leur tour pour les mers européennes, et notamment pour la Méditerranée, des phytoplanctons potentiellement ichtyotoxiques. En ce qui concerne *Chattonella subsalsa*, qui a causé dans les années 1960 une mortalité du poisson le long des côtes de France et d'Espagne, il a été responsable, en 1956, d'une prolifération à raison de 2 millions de cellules/l dans le port d'Alger (Hollande et Enjumet, 1957) et dans le port de Barcelone en 1968 (Margalef, 1968), et pareillement dans la baie de Villefranche-sur-Mer en 1961 (Tregouboff, 1962).

#### 6.1.4 Dictyochophycées (= silicoflagellés)

##### Genre DICTYOCHA

Les espèces de silicoflagellés existantes qui sont toxiques pour le poisson ne sont probablement qu'au nombre de trois. Ces organismes étaient abondants à l'ère secondaire. Les premiers épisodes d'eaux rouges dus à ces silicoflagellés ont été décrits au Japon en

1955. Après 1983, de nombreux cas d'eaux rouges dues aux silicoflagellés ont été décrits en Europe, non seulement à Kiel (Jochem, 1987), dans le Kattegat (Aertebjerg et Borum, 1984), en Irlande (Doyle et al., 1984; Gowen, 1984) mais aussi en Méditerranée au nord-est de l'Adriatique (golfe de Trieste) (Fanuko, 1989).

Les dommages sont à attribuer soit à un déficit en O<sub>2</sub> soit à une irritation de l'appareil branchial par les structures siliceuses, car on n'a pu établir la présence d'une substance toxique.

En 1983, on a découvert que *Dictyocha speculum* se trouve également à l'état nu (caractéristique de la prolifération cellulaire) et l'on pense que ce stade serait responsable d'une mortalité du poisson dans le sud-ouest du Danemark.

#### 6.1.5 Tests généraux de la toxicité du phytoplancton

Pour rechercher la présence de biotoxines agissant sur des animaux marins quand il se produit des eaux rouges ou des agrégats de mucilages, divers tests de laboratoire peuvent être pratiqués.

##### (a) Détermination qualitative et quantitative du phytoplancton

La détermination qualitative et quantitative du phytoplancton peut être réalisée au moyen de filtres Millipore (Margalef, 1969) et de la méthode d'Utermöhl (1958). Dans l'analyse qualitative du phytoplancton, on fait particulièrement attention aux espèces des classes excréant des ichtyotoxines: *Dinophycées*, *Prymnésiophycées*, *raphidophycées*, *dictyochophycées*.

##### (b) Tests de toxicité aiguë sur le poisson en utilisant des échantillons d'eau et des extraits de phytoplancton

###### (i) Tests sur le poisson affecté provenant de zones d'eau saumâtre ou d'eau de mer anormalement colorée par les proliférations de phytoplancton

Le poisson affecté peut être apporté au laboratoire après avoir été prélevé dans son milieu naturel (eau saumâtre ou eau de mer), puis il est réparti en nombre égal dans des bacs appropriés de 10 litres aérés en permanence et contenant: a) l'eau anormalement colorée à tester, et b) de l'eau artificielle témoin. Si tous les poissons gardés dans ces deux type de bac récupèrent et continuent à vivre pendant 96 heures, on peut en conclure que l'affection ou la mortalité dans le milieu naturel était due à un simple déficit en O<sub>2</sub>. Si c'est seulement le poisson placé dans les bacs (a) qui meurt, même avec une oxygénation suffisante, il se peut alors qu'on ait affaire à des biotoxines. Si quelques poissons meurent à la fois dans les bacs a) et b)(témoins), cela signifie que des lésions irréversibles (et une obstruction branchiale) se sont produites. Lors de ces épreuves de dépistage, il peut être utile de réaliser des tests préliminaires de la présence d'NH<sub>3</sub> et de H<sub>2</sub>S dans l'eau, puisque ces derniers sont présents en cas d'anoxie.

###### (ii) Effets de la toxicité aiguë d'eaux anormalement colorées sur le poisson en bonne santé, en laboratoire

En raison de ses caractères euryhalins, *Mugil cephalus* peut être très utile pour l'examen d'échantillons d'eau de mer de salinité variable. Dans ce cas également, les délais de survenue de toute mortalité parmi le poisson se trouvant dans les bacs

d'"eaux anormalement colorées" sont observés. L'absence de mortalité dans un délai de 96 heures donne à penser qu'il n'existe pas de biotoxines hydrosolubles, alors qu'une mortalité élevée suggère leur présence. Avec un taux de mortalité élevé, il convient de prendre en considération le type de phytoplancton, et l'on commence les recherches pour l'extraction ou l'isolement des biotoxines.

**(c) Tests de toxicité aiguë sur des souris en recourant à des échantillons d'eau de mer, de phytoplancton et à des extraits de moules**

(i) Extraction directe des biotoxines de l'eau et du phytoplancton

Les biotoxines peuvent être hydrosolubles ou liposolubles. Les toxines hydrosolubles peuvent être en solution ainsi que dans les cellules de phytoplancton, les toxines liposolubles ne sont décelées que dans les cellules ou dans la matière particulaire. On peut, dans un premier temps, obtenir la concentration du phytoplancton par filtration au moyen de filtres Millipore ou par centrifugation. Dans le cas de toxines liposolubles provenant de *G. breve*, l'extraction directe par éthyl-éther (McFaren et al., 1965; Cummins et al., 1968) à partir de 2 à 16 litres d'eau de mer permet d'établir la présence de biotoxines par évaporation de l'extrait à l'éther et l'injection intrapéritonéale de la fraction lipidique chez des souris de 19-23 g (Cummins et al., 1968). Pour une preuve plus générale de la toxicité chez des souris, il est possible de recourir soit à des extraits par filtration soit aux résidus de centrifugation. Cependant, pour réaliser des études plus détaillées sur la nature chimique de la toxine, il est nécessaire d'utiliser un filet à plancton approprié afin d'en recueillir des quantités suffisantes et d'y appliquer des techniques d'extraction des toxines hydrosolubles (AOAC, 1970) et liposolubles (McFarren et al., 1965; Scheuer et al., 1967; Bagnis et al., 1974).

(ii) Concentration des biotoxines au moyen de *Mytilus galloprovincialis* ou de *Mytilus edulis*

Une autre méthode très utile pour établir ou écarter la présence de biotoxines du type PSP ou NSP dans l'eau de mer anormalement colorée consiste à filtrer l'eau de mer dans des bacs de 100 litres contenant des moules en bonne santé sur une période de plusieurs jours jusqu'à ce que l'eau devienne transparente ou claire et, si nécessaire, de répéter l'opération pendant une semaine (Viviani, 1977a). Les biotoxines de type hydrosoluble (AOAC, 1970) et liposoluble (McFaren et al., 1965) sont extraites des moules et testées chez des souris.

**(d) Test de l'hémolyse des globules sanguins de souris d'extraits obtenus à partir d'eaux algales ou de moules**

L'épreuve biologique utilisant du poisson nécessite habituellement des quantités relativement importantes d'échantillons, car le matériel à tester doit être dissous dans d'assez gros volumes d'eau pour conserver le poisson à tester. En outre, les réponses dose-délai de survie du poisson sont souvent fluctuantes. Pour surmonter la difficulté et utiliser une méthode d'épreuve rapide et sensible, on a appliqué un test hémolytique de dépistage des ichtyotoxines. De fait, de nombreuses ichtyotoxines comme celles de *Prymnesium parvum* (Shilo, 1967), *Amphidinium carteri* (Yasumoto et al., 1987), *Chrysochromulina polylepis* (Yasumoto et al., 1990) et la maïtotoxine de *Gambierdiscus toxicus* (Nakajima et al., 1981) sont des

hémolysines puissantes. Les moules également accumulent les hémolysines. Des moules exposées à une prolifération de *C. polylepis* présentent une plus forte activité hémolytique que des moules non contaminées (Yasumoto et al., 1990).

Les eaux anormalement colorées, les eaux rouges ou les agrégats mucilagineux ont pu être étudiés pour y dépister la présence de composés bioactifs au moyen de tests hémolytiques. A cette fin, les extraits obtenus à partir des eaux marines ou de moules, dissous dans le chloroforme, ont été purifiés. Après purification, les tests hémolytiques ont été pratiqués sur du sang de souris.

#### 6.1.6 Etudes sur les constituants ichthyotoxiques du phytoplancton en mer Méditerranée

##### Tests de toxicité aiguë sur le poisson

Au moyen de tests de toxicité aiguë sur *Mugil cephalus* avec des échantillons d'eau de mer et des extraits de phytoplancton, il a été possible d'établir l'absence de biotoxines à effets ichthyotoxiques aigus lors des "eaux vertes" produites par *Gymnodinium corri* le long de la côte d'Emilie-Romagne en 1976 (Viviani, 1977a). De l'eau contenant des floraisons de *Prorocentrum micans* (Viviani, 1977a) et de *Gonyaulax polyedra* (Viviani et al., 1985) s'est également avérée être dénuée de toxicité.

##### Test hémolytique

Les premières études sur les effets hémolytiques et cytotoxiques d'ichtyotoxines et sur l'analyse des constituants toxiques sont dues à des chercheurs israéliens (Shilo, 1967). Il a été montré que la relation entre les diverses actions toxiques peut varier selon les conditions de croissance de *Prymnesium parvum* et qu'une partie de l'action hémolytique peut être sélectivement éliminée des rations de phytoflagellés par absorption sur des érythrocytes. La différence d'inactivation par les alcalins et la lumière revêt un intérêt particulier. Bien que les alcalins inactivent rapidement l'hémolysine qui agit à 35EC, une hémolysine active à 8EC n'est que modérément affectée (Shilo, 1967).

##### Analyse des acides gras C 18 et C 20 polyinsaturés

En mer Méditerranée, il n'a pas encore été fait état de cas de mortalité de poisson due à des glycolipides et à des acides gras polyinsaturés d'origine phytoplanctonique. Cependant, des recherches antérieures ont montré qu'il existe dans l'Adriatique du phytoplancton qui produit l'acide gras C 18:4, lequel, en l'état actuel de nos connaissances, a des propriétés ichthyotoxiques et hémolytiques. De fait, dans le contenu stomacal de *Clupea sprattus*, on a pu démontrer la présence de cet acide gras dans le cadre des recherches menées sur les relations entre les acides gras contenus dans des diatomées et des dinoflagellés et leur présence dans les tissus de poisson se nourrissant de phytoplancton en mer Adriatique (Viviani et al., 1968).

Quand des eaux troubles, des eaux rouges ou des agrégats mucilagineux se produisent lors d'un programme de surveillance sanitaire et environnementale en vue de dépister la présence de substances ichthyotoxiques, il est nécessaire d'analyser les acides gras des lipides totaux au moyen de la chromatographie gazeuse non seulement dans les eaux marines mais aussi dans les moules et dans les contenus stomacaux et les tissus de poisson se nourrissant de plancton.

La recherche de niveaux significatifs d'acides gras C 18:4, C 18:5 et C 20:5 pourrait constituer la première épreuve avant les données des tests hémolytiques, de la chromatographie et de la spectrographie de masse.



## 6.2 Dommmages occasionnés aux communautés et aux écosystèmes par les floraisons d'algues nocives

Les effets dystrophiques qui se produisent en Méditerranée après eutrophisation sont généralement causés par des déficits en oxygène dans les eaux du fond. Une description détaillée des cas signalés est fournie au chapitre 5, mais il y a lieu d'attirer l'attention sur l'Adriatique Nord où la survenue régulière de carences étendues et persistantes en oxygène a entraîné de profondes modifications dans les communautés benthiques et les écosystèmes.

Ces modifications ont été mises en évidence par des recherches menées dans le golfe de Trieste (Stachowitsch, 1984) et dans le nord-est de l'Adriatique (Crema et al., 1991; Rinaldi et al., 1993).

La recherche en laboratoire sur les effets d'une carence en oxygène a été effectuée en recourant à des bivalves typiques de l'Adriatique Nord (De Zwaan et al., 1992).

### 6.2.1 Effets d'un déficit en oxygène sur les communautés benthiques du golfe de Trieste

Grâce aux observations *in situ* détaillées effectuées dans le golfe de Trieste en 1983 (Stachowitsch, 1984), il a été possible de déceler des types de comportement individuel et la séquence de la survenue de la mortalité par déficit d'oxygène chez des espèces benthiques. Ces observations serviront de cadre fondamental à la comparaison des données sur la détérioration des communautés benthiques dans les mers.

Les groupes d'animaux choisis comprennent: éponges, polychètes, anémones, bivalves, crustacés, échinodermes et poisson.

#### Eponges

Un trait caractéristique relevé dans le golfe de Trieste consistait en une couche de mucus recouvrant des éponges et d'autres organismes de macroépifaune sessiles. Toutes les éponges étaient mortes dans les deux premiers jours après le début de détérioration de la communauté. Les éponges (35% de la biomasse totale dans la communauté étudiée) sont une composante majeure des agrégats multi-espèces typiques des profondeurs du golfe.

#### Polychètes

Les gros polychètes *Eunice aphroditois* et *Dasybrancus caducus* ont fait surface aux deuxième et troisième jours après les premiers signes de stress parmi la communauté: la plupart des individus étaient morts au quatrième jour.

#### Anémones

Tant dans le golfe de Trieste que dans le Limfjord danois, les anémones étaient les plus résistantes à l'appauvrissement en oxygène. *Calliactis parasitica*, normalement trouvé attaché à des coquilles de bernard-l'ermite dans le golfe, se détachait aux troisième et quatrième jour et pouvait être observé gisant sur le sédiment avec ses tentacules déployés. Au bout d'une semaine, pratiquement toutes les espèces, y compris la volumineuse *Cerianthus*, étaient mortes.

### Bivalves

Dans le golfe de Trieste, les premiers signes de stress des bivalves étaient signalés chez *Cardium sp.*, s'accompagnant d'une extension des siphons. On a relevé un comportement similaire dans le Limfjord danois où les siphons de *Cardium edule* et *Syndosmya alba* s'étiraient à quelques cm au-dessus du sédiment, et ceux de *Mya arenaria* à 10-20 cm au-dessus de la vase noire (Jorgensen, 1980). Cela a été suivi de l'état critique de ces espèces (les siphons de *Mya* s'étendant à 20-30 cm au-dessus du fond). On a estimé que ces bivalves étaient capables de survivre une semaine de plus dans cet état. Cependant, des pertes précoces substantielles de *Mytilus edulis* ont été signalées dans les lits denses sur vase molle avec une respiration très élevée, même dans des conditions normales, associée à une sensibilité au H<sub>2</sub>S.

### Crustacés

Outre la mortalité précoce de la petite crevette et des crabes *Pilumnus spinifer* et *Pisidia longicornis* associés aux éponges, un certain nombre de formes plus volumineuses ont été affectées aussi bien dans le golfe que dans les autres zones étudiées.

Les premiers signes de conditions inhabituelles consistaient en l'observation de homards (*Homarus americanus*) quittant leurs abris et s'agglomérant aux parties supérieures d'épaves, un phénomène à mettre en parallèle aux milliers de homards morts en dehors de leurs repaires et agglomérés aux parties supérieures des affleurements observés dans le nord de la mer Adriatique (Stefanon et Boldrin, 1982).

Des spécimens de *Squilla mantis* vivants, moribonds ou morts, se trouvaient sur le sédiment dans la journée et plusieurs ont été vus nageant sans entrave à plusieurs mètres au-dessus du fond (Stachowitsch, 1984).

### Echinodermes

Les échinodermes, un composant majeur du macroépibenthos dans le golfe de Trieste, ont présenté toute une série de modifications du comportement dans les 2 à 3 jours suivant les premiers signes de stress.

Au deuxième jour, l'étoile de mer *Astropecten aurantiacus* a été observée sur des monticules avec des disques très étendus. Cette posture, une réaction de stress caractérisée par un estomac rempli de gaz, a également été observée dans la région d'Emilie-Romagne, Italie, près de Cesenatico, (Rinaldi *et al.*, 1993) et était suivie au troisième jour par une posture de renversement. *Amphiura chisjei*, la dernière espèce d'échinoderme à succomber, était agrégée en grand nombre au sommet des monticules. Tous les individus de l'holothurie épibenthique *Holothuria tubulosa* ont été trouvés éviscérés le premier jour, la mort intervenant aux deuxième et troisième jours. Le premier jour, la forme fuisseuse *Thyone fusus* a émergé du sédiment.

### Poisson

Dans le golfe de Trieste, de petits poissons benthiques ont été également affectés le premier jour. Un grand nombre de gobiidés *Gobius joso* ainsi que de trachinidés juvéniles et de petits poissons plats ont été trouvés morts sur la surface du sédiment.

Lors de l'épisode de mortalité de 1977, ces poissons étaient concentrés au bord d'attaque de la zone affectée, ce qui entraîna une augmentation des captures de poissons qui normalement ne sont pas pris ensemble (Stefanon et Boldrin, 1982).

#### 6.2.2 Effets d'un déficit en oxygène sur l'écosystème benthique du nord-ouest de l'Adriatique

Il est difficile de quantifier les effets de déficits en oxygène sur les réserves des poissons démersaux étant donné que ceux-ci font l'objet d'une pêche intensive. Cependant, *Hippocampus antiquorum* et *Trachinus draco* sont parmi les espèces de poisson qui ont disparu ou sont devenues beaucoup plus rares, et sur lesquelles les pratiques de pêche n'ont qu'un effet négligeable.

Les observations les plus significatives ont été faites sur les mollusques et les crustacés.

La liste qui suit énumère les espèces de mollusques et crustacés qui se sont progressivement raréfiées (marquées RA) ou qui ont effectivement disparu (DS) depuis 1975. Les observations concernent une zone marine au large de la côte de l'Emilie-Romagne, jusqu'à 20 km au large (Rinaldi et al., 1993).

##### Mollusques

###### Gastéropodes

<i>Aporrhais pes-pelecani</i> (L.)	RA
<i>Turritella communis</i> Risso	RA
<i>Spheronassa mutabilis</i> (L.)	RA
<i>Trunculariopsis trunculus</i> (L.)	DS
<i>Murex brandaris</i> (L.)	DS
<i>Naticarius millepunctatus</i> (Lamarck)	RA
<i>Naticarius hebraeus</i> (Martyn)	DS

##### Scaphopodes

<i>Dentalium inaequicostatum</i> (Dautz.)	RA
---	----

##### Opisthobranches

<i>Acteon tornatilis</i> (L.)	DS
<i>Philine aperta</i> (L.)	RA

##### Bivalves

<i>Chlamys glabra</i> (L.)	DS
<i>Acanthocardia aculeata</i> (L.)	RA
<i>Acanthocardia paucicostata</i> (G.B. Sowerby)	DS
<i>Macra corallina</i> (L.)	RA
<i>Spisula subtruncata</i> (Da Costa)	RA
<i>Ensis siligis minor</i> (Chenu)	RA
<i>Solen marginatus</i> (Pennant)	RA
<i>Angulus tenuis</i> (Da Costa)	RA
<i>Tellina fabuloides</i> (Monterossato)	DS
<i>Tellina nitida</i> (Poli)	RA

<i>Tellinella distorta</i> (Poli)	RA	
<i>Donax semistriatus</i> (Poli)	DS	
<i>Donax trunculus</i> (L.)	DS	
<i>Abra alba</i> (Wood)	R	A
<i>Pharus legumen</i> (L.)	RA	
<i>Chamelea gallina</i> (L.)	RA	
<i>Dosinia lupinus</i> (L.)	DS	
<i>Venerupis aurea</i> (Ghelin)	RA	
<i>Mysia undata</i> (Pennant)	DS	
<i>Barnea candida</i> (L.)	DS	
<i>Thracia papyracea</i> (Poli)	DS	

### Crustacés

<i>Dorippe lanata</i> (L.)	DS
<i>Corystes cassivelaunus</i> (Penn.)	DS

Les effets sur les cétacés et les oiseaux ont été différents.

La réduction drastique du nombre des dauphins (*Tursiops truncatus*) au large de la côte nord-ouest de l'Adriatique est probablement due aux variations des caractéristiques organoleptiques (couleur, odeur et goût) et à la perte de transparence causée par l'eutrophie. Jadis d'une présence courante, même dans les eaux proches du littoral, on ne les rencontre plus aujourd'hui (bien que parfois en grand nombre) qu'à plus de dix ou vingt milles de la côte. Il semble que, plus que à une baisse spectaculaire des effectifs, nous assistions de leur part à une tendance à se tenir à distance en raison de la dégradation des conditions de l'eau dont l'état, avant les années 1960, était assurément bien meilleur qu'aujourd'hui. En revanche, ils semble que les oiseaux marins (mouettes notamment) bénéficient de la situation: quand les poissons benthiques viennent à la surface en recherchant de l'oxygène avant de mourir, des bandes de mouettes (*Larus ridibundus* et *Larus argentatus*) se rassemblent au-dessus. Il est notoire que les effectifs de ces espèces augmentent en raison de leur capacité à s'adapter de manière opportuniste aux diverses formes d'activité humaine (pêche, agriculture et décharges), causant des dommages à des espèces plus "délicates", notamment lors des saisons de reproduction et de migration. La façon dont elles entravent les oeufs et les oisillons - parfois même en s'y attaquant - d'espèces telles que les ostréivores (*Haematopus ostralegus*), les avocettes (*Recurvirostra avosetta*), etc., qui nichent dans des zones jouxtant ou recoupant celles de la mouette argentée (*L. argentatus*), est en fait bien connue.

### 6.2.3 Communauté macrozoobenthique immature le long de la côte de l'Emilie-Romagne

Au nord de l'Adriatique, au sud du Pô, le long de la côte de la région d'Emilie-Romagne, la communauté macrozoobenthique a été échantillonnée en 1985 (Crema et al., 1991). Le site d'échantillonnage se trouvait au centre d'une zone extrêmement eutrophisée ayant présenté au cours des dernières décennies des épisodes d'une intensité et d'une fréquence accrue. La communauté échantillonnée diffère de toutes celles décrites dans la même zone lors d'une période (1934-1936) (Vatova, 1949) qui ne connaissait pas le degré actuel d'eutrophisation. On a enregistré une grande abondance d'espèces indicatrices de fonds instables, tels que le bivalve *Corbula gibba* et le polychète *Lumbrineris latreilli*. La biocénose récente se caractérise par une grande abondance de *Corbula gibba*, une espèce typique de la zone de transition entre les fonds détritiques et les fonds vaseux. Sa dominance revêt un intérêt particulier. De fait, *Corbula gibba* est connue pour être une espèce pionnière

dans la recolonisation des fonds dont la faune a disparu (Bonvicini Pagliai et al., 1985; Curini Galletti, 1987; Crema, 1989), et elle est occupée une position importante dans les sections subnormales des zones polluées ou enrichies par des matières organiques (Ghirardelli et Pignatti, 1968; Pearson et Rosenberg 1978; Bourcier et al., 1979; Russo 1982).

Ce bivalve était également dominant, en association avec *Lumbrineris latreilli*, dans le golfe de Fos, soumis à un dragage intense, et il a été inclus dans une réserve d'espèces typiques de fonds instables (Salen-Picard, 1981).

En outre, les caractères structurels de la communauté indiquent un état d'immaturité comme dans les communautés à stades successifs précoces. La fréquence accrue d'épisodes dystrophiques aigus et le raccourcissement des intervalles inter-épisodes qui en résulte sont incriminés dans les modifications de la biocénose et dans sa structure et composition actuelles dans le nord de la mer Adriatique, ainsi que dans des zones côtières eutrophisées de la Méditerranée.

#### 6.2.4 Recherches en laboratoire et sur le terrain concernant la résistance des bivalves au déficit en oxygène

De Zwaan et al. (1992) ont réalisé des tests de survie en laboratoire afin de déterminer la résistance des organismes benthiques à un déficit en oxygène. Dans l'eau de mer dont la teneur en oxygène était réduite par barbotage d'azote, il a été pratiqué des tests sur un certain nombre de bivalves endémiques du nord-ouest de l'Adriatique comme: *Chamelea gallina*, *Tapes philippinarum*, *Mytilus galloprovincialis* et *Schapharca inaequivalvis*. Les temps de survie de 50% des individus utilisés ont démontré que l'espèce la plus résistante est *S. inaequivalvis* avec 19 jours, suivie par ordre décroissant de *M. galloprovincialis* avec environ 16 jours, de *T. philippinarum* avec 12 jours et enfin de *C. gallina* avec environ 6 jours.

Des observations sur le terrain ont permis d'établir que les délais de mortalité de *C. gallina* et *S. inaequivalvis* sont généralement plus courts que les délais calculés en laboratoire (de l'ordre de 40-50%).

Il faut probablement attribuer ces écarts aux effets combinés d'un certain nombre de facteurs puisque, parallèlement au déficit en oxygène, il y a l'action de substances aux effets toxiques comme l'hydrogène sulfuré et l'ammonium que l'on trouve habituellement en fortes concentrations dans des situations de cette nature.

### 6.3 Effets économiques directs

#### 6.3.1 Effets sur les pêches et la pisciculture côtière dans des régions et sous-régions de la Méditerranée

La Méditerranée a toujours été considérée comme un mer oligotrophe; seules quelques zones côtières restreintes et un certain nombre de bassins secondaires (comme l'Adriatique du nord-ouest) sont affectés par des niveaux trophiques élevés en raison du rejet d'éléments nutritifs d'origine anthropique.

Les effets de l'eutrophisation sur les réserves des espèces les plus hautement prisées par l'industrie de la pêche sont extrêmement difficiles à quantifier; c'est avant tout la pêche qui a contribué à la réduction des réserves de poisson enregistrée au cours des vingt dernières années.

Comme, en Méditerranée, il n'a pas été jusqu'ici signalé de microalgues capables de synthétiser des ichtyotoxines, et que les cas de mortalité de la faune benthique ont toujours été causés par des déficits en oxygène dans les eaux du fond, il convient de procéder aux remarques qui suivent:

- Il ne semble pas que l'eutrophisation ait eu des répercussions négatives sur le poisson pélagique. Au contraire, les effectifs de celui-ci tendent à croître en raison des effets favorables sur la productivité primaire et sur le réseau trophique en général, ce qui renforce l'hypothèse selon laquelle la réduction des réserves de poisson pélagiques a été due à la surpêche qui fait fi des cycles de reproduction. On en a un exemple avec l'Adriatique Nord où, au cours des dix dernières années, il y a eu une réduction considérable des effectifs de sardines (*Clupea pilchardus*) et d'anchois (*Engraulis encrasicolus*). A titre illustratif, la fig. 17 indique les tendances pour ces clupéidés pris par les pêcheurs de Cesenatico (Italie-Adriatique du nord-ouest). Bien qu'il s'agisse de données locales, elles sont effectivement représentatives de toute la section nord-ouest de cette région.
- La situation concernant les organismes benthiques (invertébrés et vertébrés) qui sont pêchés reste différente. Dans l'Adriatique du nord-ouest, il a été souvent communiqué une mortalité de bivalves d'intérêt commercial (*Venus gallina* et *Mytilus galloprovincialis* en particulier) par suite de déficits en oxygène occasionnés par les proliférations d'algues. On a également fait part d'effets nocifs sur *Sepia officinalis*, notamment dans les cas où l'éclosion des oeufs a coïncidé avec des périodes de carence en oxygène. Il en va de même du poisson démersal (*Solea vulgaris*, par exemple) dont les stades larvaires/immaturs tendent à se déplacer dans les eaux côtières au printemps et à y rester jusqu'en août. Par conséquent, ces espèces, comme d'autres au comportement migratoire analogue, sont particulièrement vulnérables aux déficits en oxygène sur le fond de la mer (Piccinetti 1986; Mancini et Sansoni 1986). Cependant, même pour la faune benthique, bien que l'association aux pullulations algales soit manifeste, il reste encore très difficile de faire la distinction entre les dommages causés par l'eutrophisation et ceux dus à la surpêche.

### 6.3.2 Effets sur le tourisme dans des régions et sous-régions de la mer Méditerranée

Pendant l'été, les zones côtières de la Méditerranée sont visitées par plus de cent millions de touristes (soit un tiers de tout le tourisme international), qui y passent leur vacances, séduits par la beauté naturelle et les possibilités de loisir, et aussi dans une certaine mesure par le désir d'admirer les trésors des anciennes civilisations exhumés dans l'ensemble de la région.

Comme l'une des principales motivations du tourisme est la promotion de la santé, tout risque potentiel pour la santé des touristes revêt aussitôt une importance majeure. La qualité bactériologique des eaux côtières a été le premier signal d'alarme sanitaire, ce qui a conduit à prévoir les interventions qui s'imposaient au niveau international: en 1975, le programme MED POL -Phase I, élaboré par les gouvernements des pays riverains a été approuvé dans le cadre du Plan d'action pour la Méditerranée. Dans ce contexte, le projet MED VII a trait au contrôle de la qualité des eaux côtières, et il a été mis en oeuvre en coordination avec le PNUE et l'Organisation mondiale de la santé (Saliba, 1989).

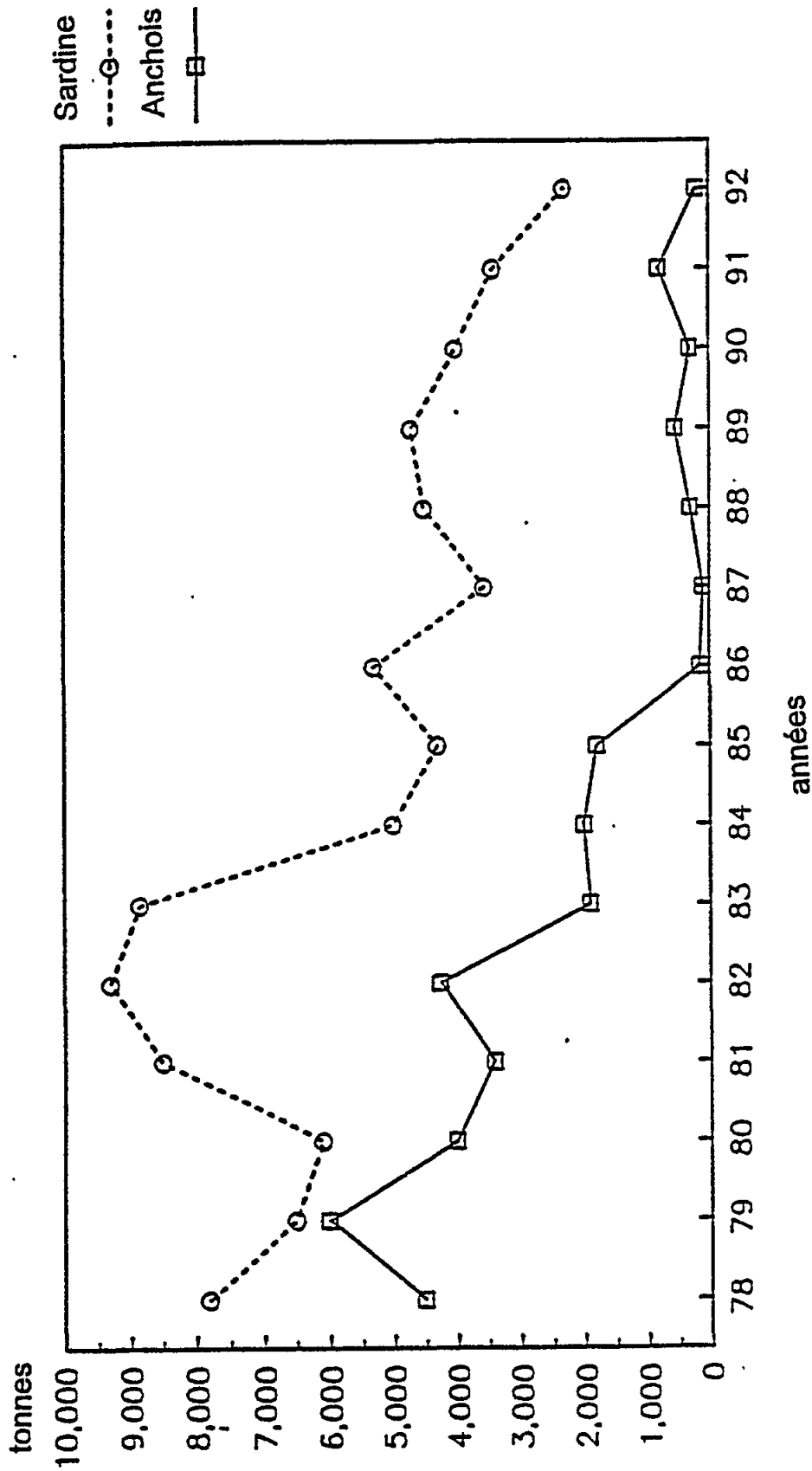


Fig. 17 Evolution des quantités débarquées de sardines (*Sardina pilchardus*) et d'anchois (*Engraulis encrassicholus*)  
Données de pêche commerciales de la communauté des pêcheurs de Cesenatico (nord-ouest de l'Adriatique)

L'étude d'impact sur l'environnement de polluants chimiques a de ce fait acquis un grand intérêt; des estimations actuelles attribuent 80-85% de la pollution chimique totale de la Méditerranée à des sources terrestres. On considère aujourd'hui que ces polluants chimiques comprennent des oligo-éléments toxiques (Cd, Pb, Hg, etc.), des métalloïdes (As), des substances organiques de synthèse (DDT, PCB, etc.), des hydrocarbures de pétrole, des radionucléides, et des éléments nutritifs (composés organiques et inorganiques contenant de l'azote et du phosphore) (Saliba, 1989).

Sur les polluants chimiques, seuls les éléments nutritifs responsables de l'eutrophisation peuvent avoir un impact direct sur le tourisme. Dans l'ensemble, on n'a guère de renseignements concernant les retombées de l'eutrophisation sur le tourisme en Méditerranée.

La partie italienne de l'Adriatique Nord est la seule région où le nombre des touristes ait été surveillé assez attentivement en raison des graves événements survenus à plusieurs reprises au cours des quinze dernières années, et de l'importance du tourisme dans l'économie de cette région.

Le linéaire côtier de la région de l'Emilie-Romagne est une frange urbanisée continue d'une densité et d'une uniformité sans précédent. Cette conurbation occupant le long de l'Adriatique s'est développée à partir de quelques stations balnéaires créées au siècle dernier ou au début des années 1900, comme Cesenatico, Rimini, Riccione, etc, autant de villes qui ont toutes développé le tourisme à côté de leurs autres grandes activités (Chicchi, 1990; Benzi, 1990).

Au cours des années de l'après-guerre, l'association simultanée d'une demande massive de vacances estivales, de vastes possibilités de logement, d'une main d'oeuvre qualifiée et de la limitation d'autres débouchés à l'emploi dans l'agriculture et l'industrie, a entraîné une urbanisation progressive de toute la frange littorale, s'opérant par ondes concentriques autour des points initiaux et finissant par occuper tout l'espace disponible (Giordani, 1990a-b).

Lors des étés 1975 et 1976, un grand nombre d'animaux marins morts, principalement des poissons démersaux, sont venus s'échouer au bord de ce linéaire côtier urbanisé (Bisbini, 1976; Turci, 1976; Viviani, 1976). Ce bouleversement écologique, d'une dimension sans précédent, n'a pas seulement posé de graves problèmes aux autorités municipales chargées de la santé publique et de la propreté des plages, elle a eu de graves incidences psychologiques sur les médias et sur ceux qui vivaient du tourisme (Goldoni, 1976).

La presse, induite en erreur par les nombreuses rumeurs irrationnelles qui se circulaient, a annoncé des calamités en incriminant souvent la présence de dangereux polluants ou de microalgues hautement toxiques.

La région de l'Emilie-Romagne a été en mesure de tirer parti de toutes les recherches menées par l'université de Bologne, de 1966 à 1975, sur les teneurs en métaux (Hg, Cd, Pb) et en hydrocarbures chlorés (DDT, PCB) des tissus des mollusques et du poisson dans l'Adriatique Nord (Viviani, 1977b; 1988; 1989), ce qui a permis de conclure que les niveaux relevés étaient incapables d'entraîner une toxicité aiguë ou une mortalité, tous comme les résultats initiaux indiquaient l'absence d'algues toxiques pour le poisson. Grâce à cette information, les autorités ont pu écarter l'existence de "dangereux polluants" et d'ichtyotoxines dans l'Adriatique Nord.



Ces données ont été communiquées à l'opinion afin d'inculquer à celle-ci le nouveau concept d'eutrophisation, d'eaux colorées et par conséquent de déficits en oxygène.

Après des investigations approfondies, les doutes se sont dissipés et la véritable cause du désastre a été identifiée: la mortalité de la faune benthique était liée au manque d'oxygène dans les eaux du fond par suite de la sédimentation de la biomasse phytoplanctonique au cours de la minéralisation (Turci, 1976; Viviani, 1977a).

Comment le tourisme a-t-il réagi à ces événements? Une analyse des arrivées de touristes ne semble pas révéler une réduction quelconque du nombre d'estivants en raison de l'apparition des "eaux colorées" dues à l'eutrophisation. Personne ne saurait contester que la communication d'une information précise a contribué à mettre en lumière les causes réelles du phénomène et les risques négligeables qui en résultaient pour la santé. En ce qui concerne les agrégats de mucilages, les réactions ont été différentes dans le secteur du tourisme. Il convient de rappeler que ce phénomène s'était déjà manifesté sous une forme envahissante en 1988, 1989 et 1991 (voir chapitre 5.2.5).

Pendants les mois de juillet et d'août de ces années, des masses étendues de matières mucilagineuses tendaient à s'approcher de la côte et, dans certains cas, des plages. Mis à part l'aspect "spectaculaire" du phénomène et la vaste superficie atteinte (10.000 km<sup>2</sup> l'été 1989), de vastes étendues d'eaux côtières étaient impropres à la baignade, ce qui a suscité des tensions sociales et a eu des effets psychologiques fâcheux, en raison surtout des incertitudes entourant l'avenir de l'industrie touristique de la région. Ces inquiétudes étaient en partie aggravées par l'absence de réponses claires quant aux causes et aux mécanismes de formation du phénomène.

Bien que le nombre des touristes se fût stabilisé dans les années antérieures en dépit d'une altération considérable de la qualité de l'eau due à l'apparition de proliférations d'algues, les mucilages ont été à l'origine d'une baisse importante du nombre de visiteurs en 1989 et 1990 (Agertur, 1992) (voir fig. 18).

## 7. ASPECTS LIES À LA SANTE DE L'HOMME

### 7.1 Généralités concernant les proliférations d'algues nocives, les biotoxines marines dans les produits de la mer et les biointoxications chez l'homme

Dans le présent chapitre, on envisage le rôle joué par le phénomène de l'eutrophisation sur la santé de l'homme. Les phénomènes d'eutrophisation des eaux marines côtières peuvent désormais s'expliquer sur la base de causes naturelles et de causes anthropiques. Ces deux causes peuvent intervenir simultanément dans une même zone.

Le caractère principal permettant de distinguer les deux types d'eutrophisation est le délai d'apparition du phénomène. L'eutrophisation naturelle est un processus relativement lent (échelle de temps: 10<sup>3</sup>-10<sup>4</sup> années). L'eutrophisation d'origine anthropique, qui se produit plus fréquemment dans les zones côtières en raison de l'apport anthropique d'éléments nutritifs, se manifeste sur un court délai, soit une échelle de temps de 10 années ou moins.

Pour que la question de l'eutrophisation d'origine anthropique soit mieux éclaircie, un rôle important sera joué par les phénomènes d'eutrophie apparus au cours de ces dernières décennies et qui seront étudiés selon leurs délais de survenue par suite de la création de nouveaux établissements comme les aménagements touristiques, zootechniques et aquicoles. Les premiers et plus importants indices de phénomènes d'eutrophisation

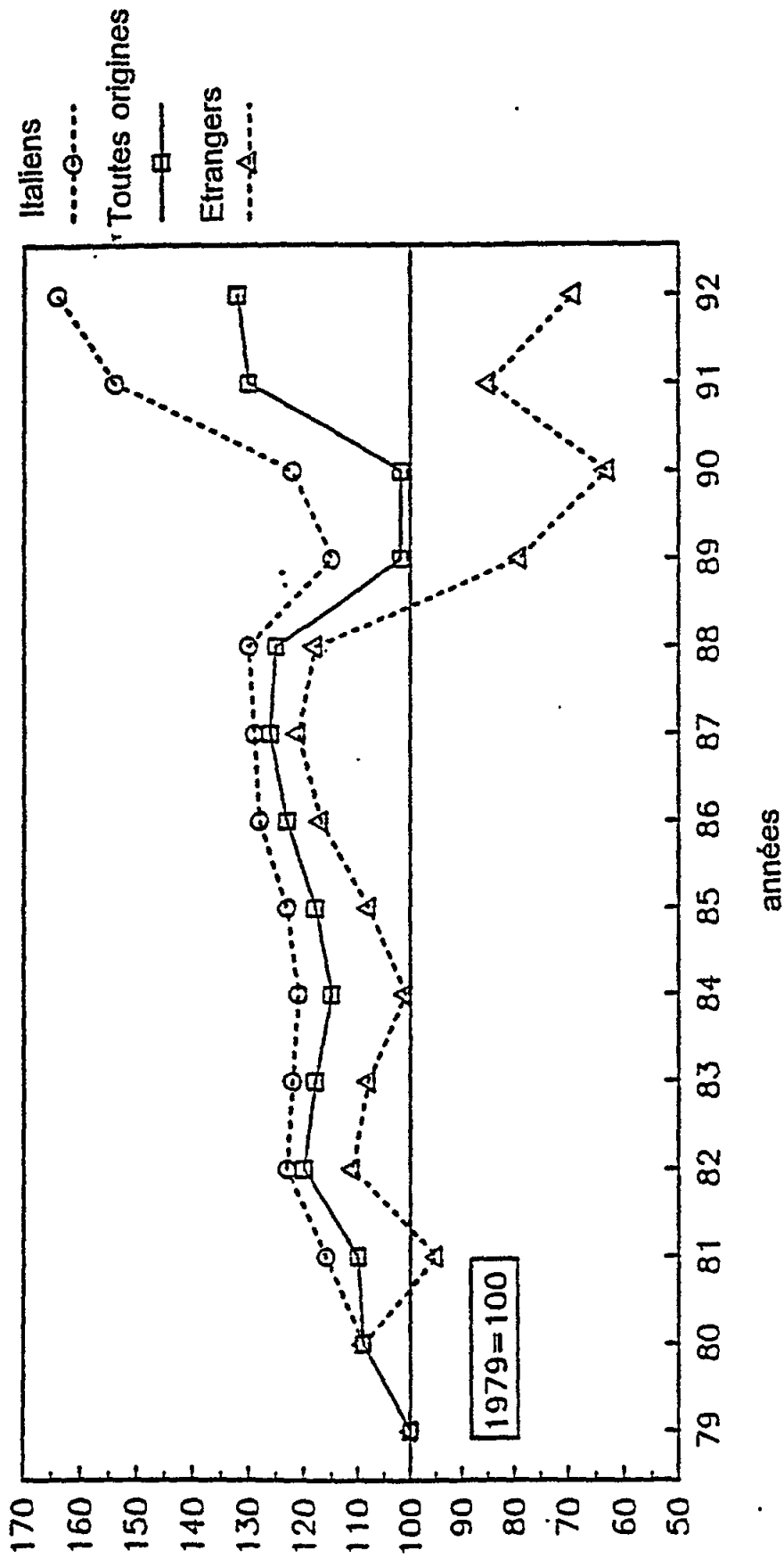


Fig. 18 Evolution des arrivées de touristes le long du littoral de l'Emilie-Romagne (Données d'après Agertur, 1992)

naturelle et anthropique sont fournis par les caractères visibles de l'eau: développement anormal de macroalgues et/ou augmentation de la biomasse phytoplanctonique, ce que l'on traduit par les termes d'"eaux colorées" et d'"eaux rouges". Il en résulte souvent des effets indésirables et aussi des problèmes sanitaires pour l'une et l'autre eutrophisations, mais qui peuvent différer grandement en fréquence et en importance.

D'après les données dont on dispose à l'heure actuelle, il ressort que l'état de santé de l'homme peut être altéré au niveau des appareils digestif, respiratoire et cutané, si bien que l'eutrophisation peut avoir un impact écologique sur les habitants du littoral, les pêcheurs et les baigneurs. D'après ces mêmes données, il apparaît que certaines biotoxines sont synthétisées dans le phytoplancton, dans le phytobenthos et dans les macroalgues, et qu'elles produisent leurs effets chez l'homme en tant que telles ou après avoir subi des modifications métaboliques le long de la chaîne alimentaire. L'ingestion par l'homme de biotoxines présentes dans les végétaux ou animaux aquatiques engendre des troubles que l'on appelle "biointoxications".

Les biointoxications sont à différencier des états pathologiques provoqués par une intoxication alimentaire virale et bactérienne, par des contaminants radioactifs, des hydrocarbures polycycliques aromatiques (PAH), des métaux toxiques, des hydrocarbures chlorés persistants, des parasites ou des allergies résultant de la consommation de produits de la pêche. Les toxines des produits de la mer sont des toxines déjà présentes dans le produit qui est prélevé dans le milieu marin. Bien qu'elles puissent subir certaines transformations qui augmentent leur toxicité, elles ne se propagent pas comme les contaminants bactériens. Le traitement par la chaleur des produits de la mer auquel on a recours pour éliminer les contaminants bactériens et pour inactiver en grande partie les toxines protéiniques produites par les bactéries n'est pas fiable pour détruire les toxines marines.

A l'heure actuelle, les toxines provenant des proliférations d'algues ou des "eaux rouges" de dinoflagellés sont incriminées dans quatre sortes de biointoxication: l'intoxication paralytique par les fruits de mer (ou PSP, "Paralytic shellfish poisoning" des auteurs anglo-saxons), l'intoxication neurotoxique par les fruits de mer (ou NSP, "neurotoxic shellfish poisoning"), l'intoxication diarrhéique par les fruits de mer (ou DSP, "diarrheic shellfish poisoning"), et l'intoxication par la vénérupine. Une autre biointoxication est due à une prolifération de diatomée: c'est l'intoxication amnésique par les produits de la mer (ou ASP, "Amnesic shellfish poisoning"). Quelques algues marines vertes et rouges sont également responsables de biointoxications chez l'homme. Elles associent des phénomènes pathologiques de l'appareil respiratoire à la NSP. D'autres biotoxines produites par des pullulations d'algues bleues ont des effets sur la peau.

En ce qui concerne les effets nocifs, on a proposé de répartir les proliférations responsables en trois catégories: eutrophisation associée à un grand nombre de cellules; eutrophisation associée à un grand nombre de cellules mais sans enrichissement des eaux côtières en éléments nutritifs d'origine anthropique; eutrophisation associée à un faible nombre de cellules (comme pour les pullulations de *Dinophysis* ou les kystes d'*Alexandrium*) (Smayda, 1990).

Il importe de reconnaître que les divers syndromes dus à des toxines de produits de la mer ne dépendent pas seulement de l'enrichissement naturel en éléments nutritifs des eaux côtières ou de l'enrichissement anthropique par le ruissellement agricole, l'aquaculture (eutrophisation anthropique) mais aussi de la dispersion par dragage des kystes quiescents de dinoflagellés toxiques, des rejets des eaux de cale des navires ou de la transplantation de mollusques/crustacés.

Dans le présent chapitre, l'accent sera mis sur la PSP et la DSP (les biointoxications dues aux dinoflagellés marins toxiques les plus répandues dans le monde et pour lesquelles l'Union européenne propose actuellement une législation sanitaire telle que des limites de tolérance et des méthodes d'analyse officielles) car il s'agit là aujourd'hui des syndromes d'intoxication alimentaire que l'on rencontre le plus en Méditerranée. On examinera également quelles sont les algues marines potentiellement toxiques pour les produits comestibles de la mer et pouvant déterminer des symptômes respiratoires ou cutanés d'intoxication en Méditerranée (*Prorocentrum minimum* et intoxication par la vénérupine; *Nitzchia spp.* et ASP; toxines des chlorophytes et rhodophytes; *proliférations de Gymnodinium spp.*; proliférations de cyanophytes), et enfin les effets généraux sur l'eutrophisation, les bactéries et la santé de l'homme.

D'après les données actuellement disponibles sur la PSP, la DSP et d'autres biointoxications dans la littérature scientifique, il convient de centrer l'attention sur: les organismes producteurs de toxines, la chimie des constituants des toxines, la fréquence des manifestations dans le monde et en Méditerranée, les produits de la mer concernés, la détoxification survenant dans les mollusques bivalves, les méthodes d'analyse, l'intoxication et ses mécanismes d'action chez l'homme, les niveaux de tolérance, avec des observations en matière de sécurité alimentaire. On trouvera aussi des références générales et les références des auteurs cités dans le texte.

## 7.2 Les syndromes connus d'intoxication par les produits de la mer en Méditerranée

### 7.2.1 L'intoxication paralytique par les fruits de mer (PSP)

Dans certaines zones côtières, les huîtres, moules, clams et mollusques gastropodes, ainsi que certains crustacés et poissons, deviennent toxiques sporadiquement ou constamment à certains mois de l'année et provoquent chez l'homme un syndrome neurotoxique appelé "intoxication paralytique par les fruits de mer"(PSP) (Shimizu, 1979; Steidinger et Baden, 1984).

#### 7.2.1.1 Dinoflagellés responsables de PSP ou potentiellement toxiques

Dans l'océan mondial. Les toxines hydrosolubles du type PSP (un groupe de toxines étroitement apparentées appelées saxitoxines) sont produites dans des eaux de climat tempéré par des membres du genre *Alexandrium* (Alam et al., 1979; Taylor, 1984), également appelé *Gonyaulax* ou *Protogonyaulax*, comprenant: *A. tamarenmsis* (*A. excavata*), *A. catenella*, *A. acatenella*, *A. fundyense*, *A. minutum* et *A. cohorticula*. Le dinoflagellé reconnu pour être la source de toxines PSP dans les eaux tropicales est *Pyrodinium bahamense* var. *compressa* (Taylor, 1984). D'autres dinoflagellés signalés comme responsables de PSP comprennent *Gymnodinium catenatum* et probablement *Cochlodinium spp.* (Krogh, 1989). *G. catenatum* recueilli pour la première fois, en octobre 1976, puis en 1991, dans des rias de Galicie (Espagne), produit des toxines PSP mais pas de brevéttoxines (Estrada et al., 1984). *G. catenatum* présente une large répartition géographique (littoral pacifique de l'Amérique, Japon, Australie et côte atlantique de l'Espagne) (Campos et al., 1982; Hallegraeff et Summer, 1986; Hallegraeff et al., 1987; Hallegraeff et al., 1988), notamment aussi sur la côte méditerranéenne de l'Espagne (Bravo et al., 1990) et la côte tyrrhénienne sud (Carrada et al., 1988; 1991). Les dinoflagellés se propulsent au moyen de deux flagelles; certains sont bioluminescents. Outre la forme mobile, comme *A. tamarensis*, ils produisent des kystes quiescents (hypnozygotes) résultant de la reproduction sexuée. Il existe ainsi deux sources de contamination des mollusques/crustacés par les toxines PSP: (a) cellules mobiles des espèces *Alexandrium*; (b) kystes quiescents de *A. Tamarensis* à l'interface eau-sédiment; ce dernier cas n'est pas associé à un phénomène de prolifération.

Des données récentes indiquent que les bactéries présentes dans *A. tamarensis* pourraient être une source de saxitoxine (voir 7.4.4).

Dans la mer Méditerranée. Des espèces du genre *Alexandrium* et des souches de *Gymnodinium catenatum* induisant la PSP (Delgado et al., 1990; Bravo et al., 1990) ou potentiellement toxiques sont présentes en mer Méditerranée.

La surveillance des proliférations de dinoflagellés survenant en mer Adriatique, depuis 1970, le long des côtes de l'ex-Yougoslavie, et depuis 1975, le long des côtes de l'Emilie-Romagne, s'est centrée sur l'existence d'un danger potentiel pour cette zone non seulement en raison des pullulations des espèces des genres *Gonyaulax* et *Gymnodinium*, un groupe aux nombreuses espèces toxiques, mais aussi parce qu'en août 1982 une nouvelle espèce est apparue, similaire à *Gonyaulax tamarensis* (Boni et al., 1983), une variété rencontrée dans l'océan Atlantique et dans d'autres mers mais jamais en Méditerranée jusque là. Ce dinoflagellé a été ensuite identifié comme étant *Protogonyaulax tamarensis* sensu Fukuyo (Boni et al., 1986) en raison de la présence d'un pore ventral près du milieu de la marge supérieure droite de la première lame apicale (à présent appelé *Alexandrium tamarensis* (Lebour, Balech) et associé en diverses régions du monde à la PSP. Voilà qui pose non seulement un problème écologique mais aussi un problème de santé.

En 1985, dans le même milieu, on a relevé à nouveau des eaux rouges causées par une espèce ressemblant à *Alexandrium fundysense* Balech du fait de l'absence du pore ventral (Boni, 1992). Après ces données, d'autres *Alexandrium spp.* potentiellement toxiques ont été trouvées, mais non dans des eaux rouges, en mer Adriatique et dans le golfe de Trieste: *A. fundysensis*, *A. pseudogonyaulax*, *A. eusitanicus* (Honsell et al., 1992), *A. minutum* (Honsell, 1991). En mai 1994, la présence d'*Alexandrium minutum* (73.000 cellules/l) en mer Adriatique le long de la côte d'Emilie-Romagne, a été associée à la présence simultanée de toxines PSP (190 µg/100 g de tissu comestible) dans des moules (Viviani et Poletti, 1994).

Avant la découverte d'*Alexandrium spp.* en mer Adriatique, *A. tamarensis* avait été trouvé en mer Tyrrhénienne Nord, mais pas dans des eaux rouges (Innamorati et al., 1989a-b). De même, dans les golfes de Naples et de Salerne, *A. tamarensis*, *A. minutum* et *A. balechi* sont présents (Montessoro et al., 1990). Ce n'est que dans le golfe de Salerne que *A. balechi* a causé des eaux rouges. La toxicité PSP d'*Alexandrium spp.* en mer Tyrrhénienne n'est pas connue.

Le premier cas de prolifération de *Gymnodinium catenatum* communiqué pour la mer Méditerranée et pour une lagune côtière a été observé au début septembre 1987 à la lagune de Fusaro située au sud de la côte tyrrhénienne (Carrada et al., 1988). Des observations antérieures dans la même lagune (1985, données non publiées) indiquaient la présence de cette espèce de juin à septembre. Malgré le manque d'informations concernant la toxicité PSP de sa population, la présence de *G. catenatum* dans la lagune de Fusaro peut représenter une complication possible pour le programme de réhabilitation visant à restaurer dans la lagune des conditions écologiques compatibles avec sa tradition séculaire (époque romaine) de conchyliculture (Carrada et al., 1988). En mer Méditerranée, la première prolifération toxique (PSP) de *G. catenatum* a été signalée le long de la côte espagnole (Bravo et al., 1990) (voir 7.2.1.4).

#### 7.2.1.2 Chimie des constituants des toxines PSP

Les 18 constituants des toxines PSP forment trois groupes: constituants carbamate, N-sulfocarbamyle et décarbamyle (WHO, 1984) (Fig. 19). Dans l'ensemble, ils ont des

propriétés chimiques comparables à celles de la saxitoxine. Les toxines carbamate prédominent dans les mollusques/crustacés, tandis que ceux du groupe N-sulfocarbamoyl prédominent dans les cellules de dinoflagellés.

R1	R2	R3	Toxines Carbamate	Toxines N-Sulfocarbamoyl	Toxines Decarbamoyl
H	H	H	STX	B1	dc-STX
OH	H	H	NEO	B2	dc-NEO
OH	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	GTX I	C3	dc-GTX I
H	H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	GTX II	C1	dc-GTX II
H	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	GTX III	C2	dc-GTX III
OH	OSO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H	GTX IV	C4	dc-GTX IV

R4:

NC(=O)O

R4:

NS(=O)(=O)C(=O)O

R4:

HO

Fig. 19 Structures de 18 constituants des toxines PSP naturelles. STX: saxitoxine; NEO: neosaxitoxine; GTX: gonyautoxine

Stabilité des toxines. Deux réactions en rapport avec le pH auquel les toxines sont exposées ont directement trait à l'évaluation des techniques d'analyse. A faible pH (approximativement < 2,0), le groupe sulfo C-21 est hydrolysé à partir des toxines de forme sulfamate pour donner la forme carbamate (soit B1 hydrolysé en STX). De fortes températures accélèrent beaucoup la réaction, et la conversion quantitative des toxines sulfamate en leurs homologues carbamate peut être obtenue en 5 mn à 100°C à un pH de 2 ou moins (Hall et al., 1980; Hall, 1991). L'exposition des toxines à un pH élevé (supérieur

à 7 environ) a pareillement un effet de dégradation qui pourrait être dû à la réaction d'oxydation. Cette réaction alcaline détruit complètement leurs caractéristiques (Schantz *et al.*, 1961).

Propriétés ioniques. En raison de plusieurs groupes fonctionnels porteurs d'une charge électrique sur les molécules des toxines PSP, on peut avoir toute une série de charges nettes pour les diverses toxines. En contrôlant le pH, il est possible de modifier radicalement les caractéristiques de séparation des diverses toxines lors des programmes d'échange d'ions et de mener des analyses chimiques quantitatives de séparation qui seraient sinon impossibles.

Propriétés chimiques et toxicité. La fig. 20 indique la toxicité spécifique des diverses saxotoxines.

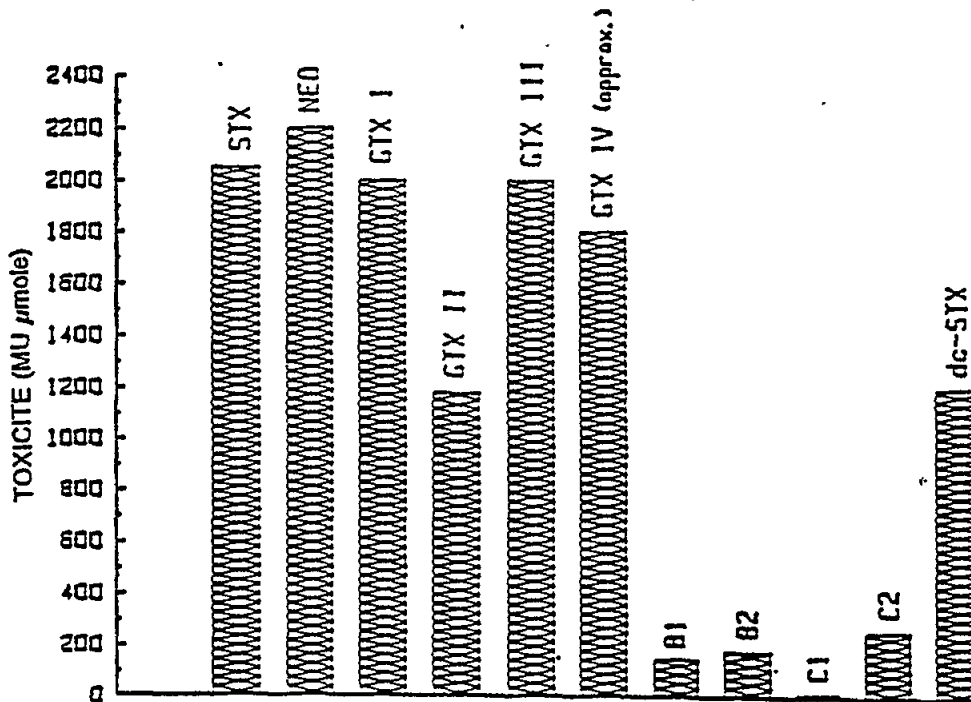


Fig. 20 Toxicité spécifique des diverses saxitoxines. Une unité souris (MU) est la quantité de toxine nécessaire pour tuer une souris de 20 g en 15 minutes (d'après Sullivan *et al.*, 1988)

### 7.2.1.3 Poussées de PSP dans le monde

Les premiers cas de PSP enregistrés au Canada remontent à une date aussi lointaine que 1793, et au cours des 20 dernières années ils sont devenus courants dans le monde entier. Entre 1969 et 1983, 905 cas ont été authentifiés, avec 24 décès. La PSP est dorénavant mentionnée beaucoup plus largement. Par exemple, en 1983, elle a été observée pour la première fois aux Philippines. Elle y a entraîné 21 décès sur 300 cas d'affection, et la récolte et la vente de mollusques/crustacés ont été frappées d'interdiction pendant 18 mois. Les pays ayant de longs antécédents de PSP sont le Canada, les Etats-Unis et plusieurs Etats riverains de la mer du Nord. En Europe, les premiers cas de PSP à issue

fatale chez l'homme communiqués dans la littérature médicale sont survenus en 1855 en Allemagne (Salkowski, 1885). Sur le littoral atlantique du Portugal, de l'Espagne, de l'Angleterre, de la Norvège et des îles Féroé, des cas de PSP ont été décrits depuis 1960.

Les toxines de mollusques/crustacés associées à la PSP ont été mises en évidence chaque année depuis mai 1968, date à laquelle 78 personnes ont été atteintes après avoir consommé des moules provenant de la côte nord-est de l'Angleterre (Ayres et Cullum, 1978). En octobre et novembre 1976, une épidémie de PSP a été enregistrée en Espagne (63 cas), en France (33 cas), en Italie (38 cas), en Suisse (23 cas) et en Allemagne (19 cas) (Viviani et al., 1977, 1978; Lüthy, 1979). Ces cas survenus en Europe occidentale ont été provoqués par des moules (*Mytilus edulis*) originaires de la Vigo et Pontevedra (côte atlantique de l'Espagne) (Lüthy, 1979). Au cours des deux dernières décennies, la PSP a été observée à une fréquence accrue dans des régions tempérées et tropicales de l'ensemble du monde. Il est difficile de savoir avec certitude si cette hausse de fréquence est réelle ou si elle est due à une amélioration des méthodes de surveillance, de détection et de notification.

L'introduction de dinoflagellés toxiques dans toutes les mers du monde peut s'effectuer par l'intermédiaire des kystes présents dans les eaux de ballast recueillies au cours d'un épisode d'eaux rouges. Il a été communiqué des cas de PSP causés par les eaux rouges attribuées à l'hypertrophisation terrigène et à la mariculture au cours des dix dernières années. Ainsi, la population de Shatin et de Tai Po sur la côte de Hong Kong est passée de 70.000 en 1973 à 600.000 en 1988, et en 1990 on prévoyait un chiffre de plus d'un million d'habitants (Morton, 1989). Les eaux de surface du réseau du port de Tolo, polluées par ces villes et par les eaux agricoles, ont subi une augmentation progressive de la biomasse mesurable de phytoplancton ainsi que des incidences d'eaux rouges. La survenue d'eaux rouges ainsi que la mortalité du poisson occasionnée par celles-ci, par les floraisons algales et par les déficits en oxygène dans le port de Tolo ont présenté une augmentation progressive depuis 1979, et elles sont devenues des phénomènes réguliers au cours des dernières années (Morton, 1989).

L'intoxication paralytique par les produits de la mer (PSP) due aux niveaux toxiques de *Protogonyaulax* dans les fruits de mer a triplé de fréquence en moyenne de 1984 à 1987 (Morton, 1989). L'intensification de l'agriculture a également retenti sur la qualité de l'eau, entraînant une augmentation des épisodes de proliférations toxiques et des cas de PSP (Mortensen, 1985; Eng et al., 1989; Phillips et Tanabe 1989). Cela s'est produit à la fois dans les eaux côtières de l'Atlantique et dans des pays de l'Extrême-Orient. Dans les îles Féroé, en 1984, il a été pour la première fois démontré qu'une relation existait entre la pollution par l'aquaculture et le déclenchement d'eaux rouges par *Gonyaulax excavata*, ce qui se traduisait par une mortalité massive de poisson et des cas de PSP chez l'homme après consommation de moules provenant de la même zone (Mortensen, 1985). Des cas analogues se sont produits en Extrême-Orient (Eng et al., 1989; Phillips et Tanabe 1989). Des mesures de gestion visant à atténuer la dégradation de la qualité des eaux côtières et les impacts néfastes sur l'environnement dus au développement de l'aquaculture s'imposent désormais de toute urgence.

#### 7.2.1.4 Poussées de PSP en Méditerranée

En 1989-1990, les premiers cas de PSP ont été signalés avec les mollusques/crustacés du nord-ouest de la Méditerranée. En janvier 1989, des tests de toxicité de routine sur *Venus verrucosa* d'origine andalouse ont révélé une élévation des niveaux de toxines PSP. Les niveaux de toxine dans le clam *Cytherea chione* atteignaient 200 µg équiv. saxitoxine/100 g de chair en février, et la récolte des mollusques/crustacés a été interdite.



Des échantillons de plancton prélevés le long de la côte comprise entre Malaga et Bahia d'Algésiras, juste au nord de Gibraltar (rive nord de la mer d'Alboran) - une zone soumise à un afflux permanent d'eaux de l'Atlantique - ont révélé des concentrations de *Gymnodinium catenatum* atteignant jusqu'à 3.000 cellules L<sup>-1</sup> à la mi-février. Aucune autre espèce n'a été trouvée (Bravo et al., 1990). Une floraison d'*Alexandrium minutum*, atteignant des concentrations de 28 x 10<sup>6</sup> cellules L<sup>-1</sup>, a été observée dans le port de S. Carles de la Rapita (nord-ouest de la Méditerranée) le 4 mai 1989. Au cours des jours suivants, une toxicité PSP a été décelée dans des moules exposées à des eaux portuaires et dans des moules de la baie voisine d'Els Alfacs, où se trouvent situées de vastes cultures de bivalves. A El Fangar, l'autre baie du delta, *A. minutum* a été enregistré à des concentrations inférieures et aucune toxicité n'a été décelée chez les moules. La récolte de fruits de mer a été interrompue dans la région du delta et aucune affection ne s'est manifestée chez les habitants.

#### 7.2.1.5 Les produits comestibles de la mer altérés par les toxines PSP

La saxitoxine et les toxines apparentées responsables de la PSP n'ont généralement guère d'effets sur les mollusques/crustacés mais sont des neurotoxines puissantes pour les vertébrés, homme y compris, provoquant une paralysie respiratoire et la mort par asphyxie. Les toxines du groupe PSP sont produites par certaines espèces de dinoflagellés, présentes dans le phytoplancton ou dans les kystes quiescents. Les toxines sont absorbées par des prédateurs se nourrissant de plancton, tels que les mollusques bivalves mais aussi le poisson planctophage. Chez l'homme, l'exposition est due principalement à la consommation de fruits de mer contenant et accumulant des toxines PSP. Les plus fortes concentrations de toxines PSP ont été relevées dans ces organes digestifs, mais il existe encore de ces toxines dans d'autres tissus mous. Comme la toxine sulfamate est de loin beaucoup moins puissante que celles du groupe sulfo-carbamyl, il est facile de convertir le sulfamate en carbamate, les toxines sulfamate constituant, quand elles sont présentes dans des bivalves, un réservoir de toxicité latente ou cryptique (Hall et Reichardt, 1984).

#### 7.2.1.6 L'épuration des toxines PSP des stocks vivants de mollusques bivalves et de poisson planctonophage

Vu l'importance d'une détoxification des fruits de mer vivants toxiques, on a procédé à l'étude des effets de l'ozonation, du choc thermique, de l'échange de cations et de la chloration sur le processus biologique de la détoxification (Viviani, 1981). L'ozonation paraît être la procédure la plus valable pour éliminer, des clams à coquille molle, de faibles niveaux de toxine (Blogoslawski et Neve, 1979), mais elle est inopérante quand ces organismes ont retenu longtemps les toxines (White et al., 1985). Plusieurs observations et études anciennes donnent à penser que le traitement industriel (mise en conserve) permettrait d'utiliser les fruits de mer contaminés puisqu'il assure une diminution marquée de la concentration des toxines PSP (Viviani, 1981). Pour les produits de la mer, un problème particulier a trait au poisson à nageoires. Comme les poissons à nageoires, à la différence des mollusques/crustacés, ne peuvent accumuler les toxines dans leur chair, il semblerait que les poissons planctophages puissent se prêter à la consommation humaine, excepté peut-être les cas où le poisson est consommé dans son intégralité sans traitement (White, 1984).

#### 7.2.1.7 Méthode d'analyse pour le dépistage PSP

La méthode la plus couramment employée est l'épreuve biologique chez la souris. Tous les constituants PSP sont mesurés de cette façon (Viviani, 1981; WHO, 1984). L'analyse biologique repose sur la dose PSP (exprimée en quantité équivalente de saxitoxine) qui provoque un délai fixe de mortalité chez la souris (de 1 à 60 minutes) après injection intrapéritonéale d'un extrait acido-soluble de mollusques bivalves (Helrich, 1990);

Hall, 1991). Cette épreuve chez la souris sera interdite dans les années à venir en raison du tollé provoqué dans l'opinion par l'utilisation des animaux dans les tests. Au cours des vingt dernières années, l'identification de nombreux dérivés de la saxitoxine ont conduit à estimer que l'épreuve de détection PSP chez la souris n'était pas entièrement satisfaisante pour l'examen d'aliments susceptibles d'être contaminés par les diverses toxines PSP. La mise au point d'autres épreuves que celles réalisées *in vivo* chez l'animal a rallié de plus en plus de partisans (Shimizu et Ragelis, 1979). Une méthode améliorée de chromatographie liquide à haute pression (HPLC) pour le dépistage des toxines PSP a été mise au point par Sullivan et Wekell (1984).

A l'heure actuelle, un radio-immunosoréage (test RIA) et un dosage immunoenzymatique indirect (test ELISA) ont été mis au point uniquement pour la détection de la saxitoxine seule et non de toutes les toxines PSP (Carlson *et al.*, 1984; Chu et Fan, 1985). Il semblerait nécessaire de disposer d'une méthode d'analyse relativement moins onéreuse, simple et susceptible d'être employée sur le terrain, comparable ou supérieure à l'épreuve chez la souris en sensibilité et précision, et offrant la possibilité d'une réaction croisée entre toutes les toxines PSP susceptibles d'être présentes dans les fruits de mer suspects.

#### 7.2.1.8 L'intoxication chez l'homme: toxicologie clinique

La PSP provoque une inhibition étendue de la génération des influx dans les nerfs périphériques et les muscles du squelette, en bloquant la voie sodique, ce qui peut entraîner une paralysie respiratoire à issue fatale. La saxitoxine est l'une des toxines non protéiniques létales pour l'homme les plus connues (dose mortelle: 1-2 mg) et est proche de la toxine botulique par ses effets létaux (Viviani, 1981; Steidinger et Baden, 1984; WHO, 1984). Chez l'homme, les symptômes de la PSP s'installent habituellement dans les 30 minutes suivant la consommation de mollusques bivalves toxiques: paresthésies de la bouche, des lèvres, de la langue et du bout des doigts, grande faiblesse musculaire, impossibilité de garder une station debout, démarche ataxique, perte de l'équilibre. D'autres symptômes apparaissent rapidement, et notamment: sensation ébrieuse, déséquilibre, incoordination, faiblesse, exagération des réflexes, incohérence, dysarthrie, sialorrhée, douleurs abdominales, nausées, vomissements, nystagmus, dysmétrie, céphalées, hypersudation, perte de la vision, sensation de déchaussement des dents, douleurs thoraciques, et tachycardie (Auerbach, 1988). Dans la PSP due à *Alexandrium*, les symptômes gastro-intestinaux tels que nausées, vomissements, diarrhée et douleurs abdominales sont moins courants, voire absents. A moins qu'il n'y ait un stade d'anoxie, le malade reste souvent éveillé et très conscient, bien que paralysé. Près de 25% des patients succombent à un arrêt respiratoire dans les 12 premières heures. Dans les cas plus modérés, l'ingestion d'alcool paraît renforcer la toxicité (Acres et Gray, 1978). Dans les formes les plus graves, le tableau clinique est dominé par une paralysie musculaire progressive débutant aux jambes, et cette paralysie empêche la station debout et aboutit à la mort par paralysie respiratoire. La conscience est rarement atteinte. Dans les cas mortels, l'évolution est très rapide et le décès survient dans les 8 premières heures en moyenne, par insuffisance respiratoire ou cardiovasculaire. Le pronostic est favorable en cas de survie au bout des 12 à 24 premières heures (Auerbach, 1988). Le taux de mortalité est d'environ 8 à 10% dans le syndrome paralytique dû aux mollusques (Bagnis *et al.*, 1970; WHO, 1984).

#### 7.2.1.9 Mécanisme d'action

Les canaux ioniques des membranes plasmiques sont les cibles primordiales des toxines marines. Ces canaux sont d'importants régulateurs de la physiologie d'une cellule, et bon nombre des effets physiopathologiques des toxines sont dues à l'action de celles-ci

sur les canaux ioniques. Le canal Na<sup>+</sup> à potentiel liminaire, tel qu'il existe dans les cellules en état d'excitabilité, est un exemple de récepteur à sites multiples de fixation pour différents types de toxine. L'inhibition, l'activation et la stabilisation sont considérées comme modes de fixation et d'action directe des toxines sur le canal ionique. La saxitoxine agit en inhibant temporairement la perméabilité aux ions Na, ce qui corrobore fortement l'hypothèse selon laquelle les ions Na et K<sup>+</sup> migrent indépendamment à travers la membrane cellulaire par des canaux séparés et non par un canal commun unique (Steidiger et Baden, 1984). Au niveau moléculaire, toutes les toxines PSP sont des toxines non dépolarisantes hydrosolubles (Catterall, 1980). La saxitoxine, en tant que toxine guanidique, est considérée comme un "agent bloquant" qui réduit le nombre de canaux Na<sup>+</sup> conducteurs en occupant un site proche de l'ouverture extérieure (Richie et Rogart, 1977). La saxitoxine se fixe sur des récepteurs spécifiques dans la membrane du nerf dans un rapport stoechiométrique de 1:1 à haute affinité ( $K_D=2$  nM) (Catterall, 1979). La puissante inhibition du flux ionique n'est pas due à un phénomène d'obturation mais résulte plutôt d'un phénomène de couvercle sur le canal sodique, occupant un dispositif plat lié à la surface anionique de la membrane (Kao et Walker, 1982) (fig. 21). Des expériences récentes autorisent à penser que cette action n'est pas indépendante de la présence d'autres toxines (Strichartz et al., 1987). Ainsi, des canaux modifiés par des toxines lipophiles doivent également être altérés en ce qui concerne STX.

#### 7.2.1.10 Remarques sur le traitement

Dans les cas d'ingestion de fruits de mer contaminés par la saxitoxine, les symptômes s'installent dans les minutes qui suivent, le décès survenant dans un délai de 1 à 12 heures (Kao, 1966; Halstead, 1978), ce qui ménage assez de temps pour intervenir par une injection d'antisérum. Les études de Davio (1985) ont permis d'observer de manière plus approfondie la neutralisation de la saxitoxine par l'antisérum. L'effet de l'antisérum injecté par voie I.V. doit s'exercer presque instantanément, puisque la saxitoxine injectée par voie sous-cutanée tue normalement la souris dans un délai de 5 à 10 minutes. Si les données démontrent que l'antisérum A peut neutraliser la saxitoxine in vivo, cet antisérum particulier pourrait être inopérant contre les nombreuses autres toxines PSP "saxitoxine-like" produites par les dinoflagellés *Alexandrium* et associées à l'intoxication par les coquillages. Ainsi, un véritable antidote aux intoxications paralytiques par les fruits de mer doit avoir une réactivité plus large.

Les recherches actuelles sont axées sur la mise au point d'anticorps monoclonaux et polyclonaux dirigés contre la saxitoxine et la néosaxitoxine à des fins diagnostiques et thérapeutiques. Comme, jusqu'à ce jour, on ne dispose d'aucun antidote efficace contre les biotoxines, le traitement reste essentiellement symptomatique (Southcott, 1977; Auerbach, 1988). On se borne à un traitement adjuvant fondé sur les symptômes. Si le patient est vu dans les toutes premières heures suivant l'ingestion, il faut pratiquer un lavage gastrique puis une irrigation avec un litre de solution à 2% de bicarbonate de soude. L'administration de charbon activé (50-100g) et d'un purgatif (sorbitol, 30-50g) se conçoit à titre empirique mais n'est pas d'une efficacité établie dans la littérature. Certains auteurs mettent en garde contre l'administration de solutions contenant du magnésium, comme certains purgatifs, en avançant que l'hypermagnésémie peut contribuer à la suppression de la conduction nerveuse. Le recours à la néostigmine pour combattre les effets curarisants est empirique (Auerbach, 1988). Le danger le plus grave consiste en la paralysie respiratoire. Le patient devrait faire l'objet d'une surveillance étroite en milieu hospitalier pendant au moins 24 heures pour la souffrance respiratoire. Un apport d'oxygène devrait être administré, avec assistance mécanique si nécessaire. Un diagnostic précoce d'insuffisance respiratoire, avec tubage endotrachéal et ventilation assistée, permet d'éviter des lésions cérébrales et myocardiques anoxiques (Auerbach, 1988).

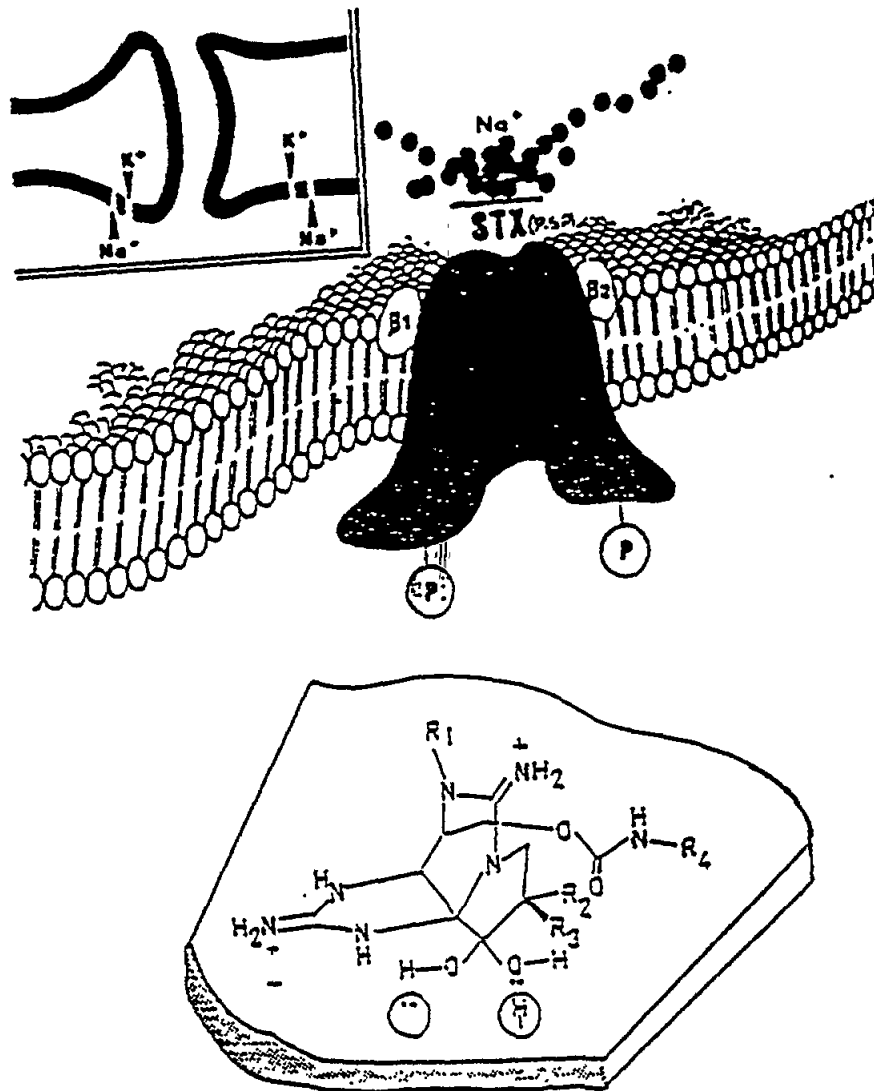


Fig. 21 L'hypothèse du "couvercle" pour expliquer l'action de la saxitoxine sur les canaux sodiques (Shimizu, 1987): un modèle de récepteur de la saxitoxine

Les recherches sur les antidotes aux toxines PSP s'orientent vers des substances naturelles actives. A cet égard, lors d'un épisode d'eaux rouges dues à *Pyrodinium bahamense* var. *compressa*, survenu sans le Samar occidental, aux Philippines, en 1983, on a signalé que les personnes intoxiquées par l'ingestion de la moule verte *Perna viridis* avaient bu du lait de noix de coco (*gata* en philippin) avec des morceaux de sucre roux ou non raffiné (*tagapulot* en philippin) comme traitement palliatif en attendant des soins

médicaux. De nombreux patients se sont sentis soulagés par cette mesure. Il a été vérifié chez la souris que des substances actives dans la neutralisation des toxines de *Pyrodinium* sont présentes dans le lait de noix de coco et le sucre roux (Gacutan, 1986).

#### 7.2.1.11 Niveaux de tolérance et remarques sur la sécurité

Le Groupe de travail de l'Organisation mondiale de la santé a rencontré de sérieuses difficultés pour fixer la dose associée à l'apparition des signes et symptômes et au décès (WHO, 1984) d'après le dosage biologique des aliments contaminés. La dose létale chez l'homme varie de 500 à 12.400 µg. Les Etats-Unis et le Canada ont adopté, voici plus de trente ans, un niveau de tolérance de 80 µg PSP/100 g (établi sur des coquillages frais au site de production). En Europe, la plupart des pays ont adopté une tolérance de 80 µg/100 g; toutefois, au sein de l'Union européenne (UE), trois pays, la République fédérale d'Allemagne, l'Italie (ministère de la Santé, 1978) et les Pays-Bas ont fixé une tolérance plus basse de 40 µg/100 g. Lors des manifestations de PSP en Italie, provoquées par des moules importées de la côte atlantique d'Espagne, le niveau le plus faible donnant des symptômes était de 566 µg/100 g (Viviani et al., 1977; 1978).

Les flambées les plus récentes de cas de PSP en Europe, publiées dans la littérature scientifique, se sont produites en Norvège en 1981. Huit des 10 personnes ayant consommé des moules contenant environ 1600 µg de toxines PSP totales/100 g sont tombées malades. Deux personnes n'ont présenté aucun symptôme d'intoxication après avoir ingéré une dose totale estimative de 320 µg (Langeland et al., 1984). Comme la norme de tolérance utilisée aux Etats-Unis et au Canada (80 µg/100 g) est plus de 10 fois inférieure au plus niveau le plus faible ayant déclenché des intoxications observé durant la plus récente éclosion de PSP en Europe (Viviani et al., 1977, 1978; Langeland et al., 1984), il est recommandé, en vue d'harmoniser les normes de tolérance aux PSP dans l'UE, que cette dernière adopte une norme de 80 µg/100 g pour les fruits de mer. En ce qui concerne les méthodes courantes à utiliser, outre l'épreuve biologique, on a proposé la procédure de la chromatographie liquide à haute pression (HPLC) (Sullivan et Wekell, 1984), mais le recours à cette méthode présuppose la disponibilité de matériaux de référence pour au moins six constituants toxiques PSP (Krogh, 1987) et ce type de matériau ne se trouve pas dans le commerce. De plus, il conviendrait de réaliser des études pour élucider la répartition des toxines PSP dans les coquillages dans des situations écologiques graves telles que des proliférations de dinoflagellés responsables de PSP ou l'absence de dinoflagellés avec présence de kystes quiescents.

#### 7.2.2 Intoxication diarrhéique par les fruits de mer (DSP)

L'intoxication diarrhéique par les fruits de mer (DSP) n'a été identifiée que ces dernières années comme une entité nosologique distincte de l'intoxication paralytique par les fruits de mer (PSP) et de l'intoxication neurotoxique par les fruits de mer (NSP) tant par sa symptomatologie que par son étiologie (Yasumoto et al., 1978). La symptomatologie clinique est de type gastro-intestinal et comprend nausées, vomissements, diarrhée, et, à la différence de la PSP, il n'a été signalé de cas mortels (Yasumoto et al., 1978; Krogh, 1989). Les premières études sur la DSP ont été réalisées au Japon et poursuivies en Europe occidentale (Italie) et au Canada.

##### 7.2.2.1 Dinoflagellés responsables de DSP ou potentiellement toxiques

Dans les mers du monde. Au Japon, *Dinophysis fortii* a été incriminé comme l'organisme produisant des toxines DSP (Yasumoto et al., 1980). Sur les côtes atlantiques d'Europe, d'autres espèces de dinoflagellés sont mises en cause: *Dinophysis acuminata*, *D.*

*sacculus*, *Prorocentrum lima* en France (Paulmier et al., 1984; Berthomé et al., 1986); *D. acuminata*, *Prorocentrum redfieldii*, *P. micans* aux Pays-Bas (Kat, 1979); *D. acuminata*, *D. norvegica*, *P. micans* en Scandinavie (Krogh et al., 1985; Granéli et al., 1989). Jusqu'à présent, huit espèces de *Dinophysis* se sont avérées être toxiques (DSP): *D. acuminata*, *D. acuta*, *D. fortii*, *D. mitra*, *D. norvegica*, *D. rotundata*, *D. sacculus* et *D. tripos* (Yasumoto, 1990; Sampayo et al., 1990). D'autres espèces de *Dinophysis* et de *Prorocentrum* devraient être tenues pour des contaminants de fruits de mer pouvant avoir provoqué des intoxications diarrhéiques.

En mer Méditerranée. Diverses espèces des genres *Dinophysis* et *Prorocentrum* sont présentes en mer Méditerranée. De nombreuses espèces de *Dinophysis* sont présentes dans les mers italiennes, mais ne forment jamais d'eaux rouges (Rampi, 1911; Solazzi et Andreoli 1971; Innamorati et al., 1989a-b; Honsell, 1990). Certaines espèces de *Dinophysis* ont toujours été trouvées dans le phytoplancton de la mer Adriatique (Schroder, 1911; Jorgensen, 1923; Ercegovic, 1936; Relevante et al., 1984). Lors de l'intoxication DSP survenue en 1989 (Boni et al., 1992), on a relevé la présence de *D. fortii*, *D. tripos*, *D. caudata* et d'autres espèces similaires à *D. acuminata*. Dans le phytoplancton de la mer Adriatique Nord et centrale, on a également observé *D. rotundata* Clap. et Lachm., *D. acuta* Ehrb., *D. diegensis* Kof. (Ammazzalorso et al., 1991; Boni et al., 1992, 1993; Della Loggia et al., 1993; Lassus et al., 1993). De nombreuses espèces de *Dinophysis* sont également présentes en mer Tyrrhénienne mais les toxines DSP n'ont jamais été décelées dans les coquillages/crustacés locaux. Cependant, on ignore si les espèces *D. circumscuta* (Karstem) Balech, *D. infundibulus* Sch., *D. umbosa* Sch. et quelques autres (Innamorati et al., 1989a-b) rencontrées en mer Tyrrhénienne sont toxiques ou non.

Dans le genre *Prorocentrum*, *P. lima* (Ehr) Dodge est considéré comme un agent responsable de DSP et aussi de ciguatera. Ce dinoflagellé a été trouvé en mer Tyrrhénienne depuis 1978 (Innamorati et al., 1989a-b), et récemment en mer Adriatique, dans la lagune de Grado-Marano (Moro et Andreoli, 1991) ainsi que dans le golfe de Trieste (Honsell, 1992).

#### 7.2.2.2 Chimie des constituants des toxines DSP

La biosynthèse des toxines DSP intervient dans diverses espèces de *Dinophysis* (Yasumoto et al., 1980; Kat, 1983; Underdal et al., 1985; Lassus et al., 1988; Kat, 1989; Marcaillon-Le Baut et Masselin, 1990) et dans *Prorocentrum lima* (Murakami et al., 1982). Les toxines chimiquement définies, isolées de ces dinoflagellés et moules ainsi que d'autres mollusques bivalves rentrent dans trois classes structurelles, toutes étant des composés lipophiles. La première classe (toxines acides) comprend l'acide okadaïque, les toxines *Dinophysis* 1 et 3 (DTX-1 et DTX-3), la deuxième (toxines neutres) les pecténotoxines (PTX) 1, 2, 3, 6 et la troisième la yessotoxine (YTX) et la 45-hydroxy-yessotoxine (45-OH YTX) (Murakami et al., 1982; Murata et al., 1982, 1986; Yasumoto et al., 1984; Kumagai et al., 1986; Yasumoto, 1990; Yasumoto et Murata, 1990) (fig. 22). La confirmation de la toxicité des espèces suspectes de *Dinophysis* a été possible grâce à la détermination par HPCL à haute sensibilité chez un petit nombre de cellules de *Dinophysis* purifiées sous microscope par manipulation capillaire (Yasumoto, 1990). Il a été vérifié que *Dinophysis fortii*, *D. acuminata*, *D. acuta*, *D. norvegica*, *D. tripos*, *D. rotundata* synthétisaient l'acide okadaïque ou DTX-1 et qu'en outre *Dinophysis fortii* synthétisait DTX-2 mais pas d'autres DTX (Yasumoto et Murata, 1990).

Le tableau 20 indique les propriétés et la toxicité des constituants toxiques DSP. Seuls les constituants acides (acide okadaïque, DTX-1, DTX-3) se sont avérés causer de la diarrhée en expérimentation animale. On n'a pas constaté d'effet diarrhéogène des autres

constituants. Administrée par voie intrapéritonéale chez la souris, PTX-1 provoque des lésions (Murata et al., 1987).

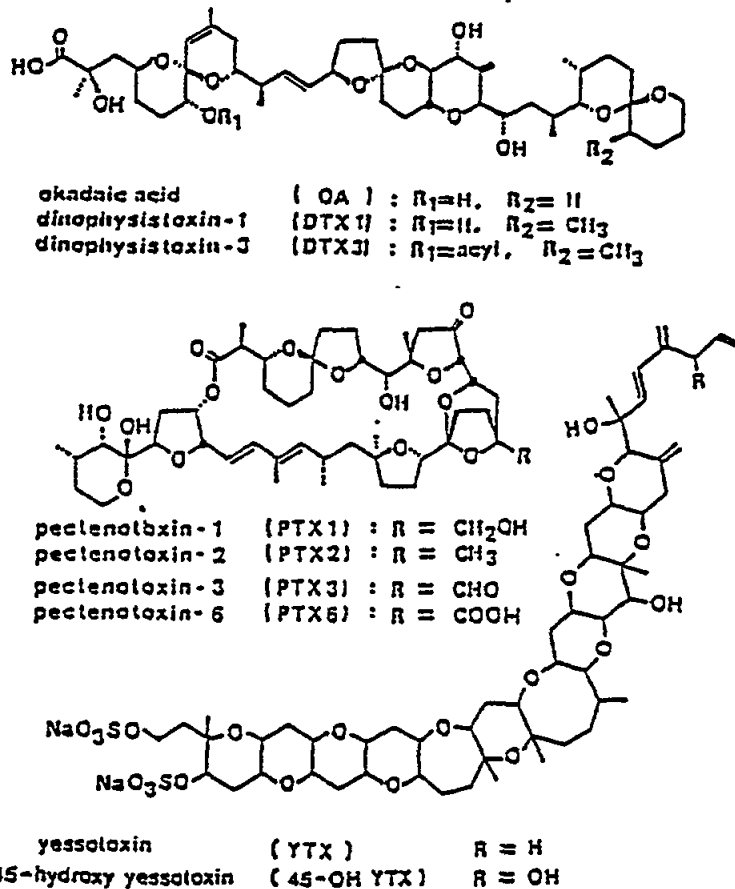


Fig. 22 Les toxines de l'intoxication diarrhéique par les fruits de mer (DSP)

### 7.2.2.3 Poussées de DSP dans le monde

Les poussées épidémiques de DSP ne s'accompagnent pas toutes de proliférations macroscopiques d'espèces *Dinophysis* ou *Prorocentrum*. Les premières études sur la DSP ont été réalisées au Japon et poursuivies en Europe: les investigations diagnostiques étaient effectuées pour différencier les troubles gastro-intestinaux causés par des bactéries et virus d'origine alimentaire de ceux provoqués par les toxines DSP. Au Japon, plus de 1300 cas de DSP ont été communiqués au cours de la période 1976-1982 (Yasumoto et al., 1984). En Espagne, environ 500 cas de troubles intestinaux ont été relevés en septembre 1981 (Fraga et al., 1984). L'origine bactérienne en a été écartée, mais la détection des constituants DSP dans les coquillages n'a pas été pratiquée du fait qu'on ne disposait pas à l'époque de la méthodologie requise. En France les poussées de DSP se sont élevées à quelque 2000 cas en 1984 et 1986, avec seulement 10 cas en 1985 (Lucas, 1985; Belin et Berthomé, 1988).

Des descriptions nosologiques similaires de poussées de DSP ont été communiquées aux Pays-Bas (Kat, 1983). En Scandinavie, 300 à 400 cas ont été enregistrés lors de la poussée de l'automne 1984 (Underdal et al., 1985). En août 1990, au moins 16 personnes ont présenté des symptômes de DSP peu de temps après avoir ingéré des moules d'élevage de la baie de Mahone, en Nouvelle-Ecosse (est du Canada) (Quilliam et al., 1991).

Tableau 20

Toxicité et propriétés chimiques des toxines de l'intoxication diarrhéique par les fruits de mer (d'après Yasumoto et al., 1989)

Toxine	Pm (m/z)	Formule moléculaire	UV(nm)	20 à D	Toxicité <sup>1</sup>	Effet pathologique
DA	804	C <sub>44</sub> H <sub>68</sub> O <sub>13</sub>	end <sup>2</sup> abs.	+23.0 ( <u>0.34</u> ,CHCl <sub>3</sub> )	200	diarrhigène
DTX1	818	C <sub>45</sub> H <sub>70</sub> O <sub>13</sub>	end abs.	+28.0 ( <u>0.46</u> ,CHCl <sub>3</sub> )	160	diarrhigène
DTX3	-	-	end abs.	-	<u>env.</u> 500	diarrhigène
PTX1	874	C <sub>47</sub> H <sub>70</sub> O <sub>15</sub>	236	+17.1 ( <u>0.40</u> ,MeOH)	250	hépatotoxique
PTX2	858	C <sub>47</sub> H <sub>70</sub> O <sub>14</sub>	235	+16.2 ( <u>0.05</u> ,MeOH)	230	hépatotoxique <sup>3</sup>
PTX3	872	C <sub>47</sub> H <sub>68</sub> O <sub>15</sub>	235	+2.2 ( <u>0.19</u> ,MeOH)	350	hépatotoxique <sup>3</sup>
PTX4	874	C <sub>47</sub> H <sub>70</sub> O <sub>15</sub>	235	+2.1 ( <u>0.19</u> ,MeOH)	770	hépatotoxique <sup>3</sup>
PTX6	888	C <sub>47</sub> H <sub>68</sub> O <sub>16</sub>	235	+37.1 ( <u>1.49</u> ,CHCl <sub>3</sub> )	500	inconnu
YTX	1186	C <sub>55</sub> H <sub>80</sub> O <sub>21</sub> S <sub>2</sub> Na <sub>2</sub>	230	+3.0 ( <u>0.45</u> ,MeOH)	100	inconnu
45-OH YTX	1202	C <sub>55</sub> H <sub>80</sub> O <sub>22</sub> S <sub>2</sub> Na <sub>2</sub>	-	-	<u>env.</u> 100	inconnu

- 1 Injection intrapéritonéale chez la souris
- 2 Pas de pics d'absorption au-dessus de 220 nm
- 3 Présumé d'après la toxicité de PTX1

#### 7.2.2.4 Poussées de DSP en mer Méditerranée

En juin 1989, la présence de cellules de *Dinophysis fortii* dans l'hépatopancréas de moules et de toxine liposoluble de type DSP dans du tissu de moule prélevé dans les eaux côtières de la région de l'Emilie-Romagne (Boni et al., 1992) a permis de prouver que l'étiologie de certains cas de diarrhée parmi des consommateurs de mollusques n'était pas bactérienne ou virale mais une biointoxication DSP. Ce phénomène mis en évidence par le Centre de recherche sur les ressources marines de Cesenatico (université de Bologne, Italie) a été par la suite enregistré aussi pour les zones côtières des Marches, des Abruzzes, de la Vénétie et du Frioul-Vénétie Julienne. L'existence d'une entérotoxine a été à l'origine révélée par la méthode de McFarren et al. (1965) (test biologique de recherche de biotoxines)



algales liposolubles, conformément aux dispositions de la législation italienne) (Ministero della Sanità, 1978). A un deuxième stade, on a recouru à la méthode de Yasumoto et al. (1984). Bien que, depuis 1975, des eaux colorées et des proliférations algales aient été régulièrement observées dans des zones de l'Adriatique au large de l'Emilie-Romagne (Viviani, 1981, 1983, 1988; Viviani et al., 1985), l'apparition de mollusques responsables de DSP en 1989 et 1990 n'a pas été précédée ou accompagnée de phénomènes manifestes de cette nature (Boni et al., 1992; Viviani et al., 1990).

La toxicité de moules a été corrélée, en 1989 et 1990, à la présence de *D. fortii*, *D. sacculus*, *D. acuta*, *D. caudata*, *D. rotundata*, *D. tripos* et d'espèces similaires à *D. acuminata* à raison de 2.000 cellules/litre et même 40 cellules/litre seulement (Viviani et al., 1990; Boni et al., 1992). Ces espèces de dinoflagellés n'avaient pas auparavant donné naissance à des prolifération mono-spécifiques, mais leur présence a été détectée, depuis 1976, par l'analyse du phytoplancton réalisée par le centre de Cesenatico. Il ressort des données concernant le phytoplancton dans l'eau de mer au large de la côte d'Emilie-Romagne (tableau 21) et l'hépatopancréas de moules (*Mytilus galloprovincialis*) qu'il existe de nombreuses espèces de *Dinophysis* et que le matériel toxique est en rapport avec les espèces ci-après: *D. fortii* est dominant en juin et juillet, *D. sacculus* en août et septembre, *D. fortii* et *D. caudata* en octobre et novembre, *D. tripos* en décembre.

Tableau 21

Moyenne de répartition mensuelle en cellules/dm<sup>3</sup> de *Dinophysis spp.* le long du littoral de l'Emilie-Romagne pendant 1989 (Boni et al., 1992; Viviani et al., 1990)

Moys	<i>D. acuminata</i>	<i>D. caudata</i>	<i>D. fortii</i>	<i>D. sacculus</i>	<i>D.sp.</i>	<i>D. tripos</i>
Juin	8	0	136	16	8	32
Juillet	0	0	130	0	80	50
Août	0	0	0	640	0	0
Septembre	0	10	90	615	90	5
Octobre	0	124	148	80	0	48
Novembre	3	43	89	11	6	54
Décembre	0	6	29	6	0	63

De même, en juin 1989, le long du littoral méditerranéen de la France (Sète), lors d'une floraison d'espèces de *Dinophysis*, on a signalé la présence de toxines DSP dans des moules (Lassus et al., 1991). De plus, quelques cas d'intoxication dus à l'ingestion de moules contaminées par *Dinophysis spp.* ont été constatés dans la région située en dehors de l'étang de Thau (lagune de Thau) (Leveau et al., 1989).

#### 7.2.2.5 Produits de la mer altérés par les toxines DSP

Au Japon, les coquillages responsables étaient les moules *Mytilus edulis* et *M. coruscum*, les pétoncles *Patinopecten yessoensis* et *Chlamys nipponensis akazara*, et les clams à col court *Tapes japonica* et *Gomphina melaegis*, tandis que sur les côtes atlantiques d'Europe *M. edulis*, et, sur les côtes de l'Adriatique et sur la côte méditerranéenne de la France il s'agissait de *M. galloprovincialis*. Au Japon et sur la côte atlantique de l'Espagne et de la France, la période d'infestation s'échelonne d'avril à septembre, et la plus forte toxicité des fruits de mer est observée de mai à août, mais avec des fluctuations locales (Yasumoto et al., 1978, 1980, 1984; Campos et al., 1982; Berthomé et al., 1986; Delmas et

al., 1993). Par contre, en Scandinavie, ce sont des huîtres en février et des moules en octobre qui ont été responsables de DSP (Edebo et al., 1988). Conformément aux dispositions de la législation italienne sur les mollusques/crustacés (Ministero della Sanità, 1978; 1990a,b,c), le niveau de biotoxines DSP présentes dans les moules d'exploitations conchylicoles intensives et de couches naturelles le long des côtes de l'Emilie-Romagne les a rendues impropres à la vente à la consommation pour une durée de 8 mois (Viviani et al., 1990) à deux reprises consécutives, de juin 1989 à janvier 1990, et de juin 1990 à janvier 1991. L'acide okadaïque et DTX-1 ont été décelés dans des fruits de mer d'Europe occidentale (Dahl et Yndestad, 1985), tandis que YTX l'a été dans des moules bleues de Norvège en plus des composants acides (Lee et al., 1987). Les toxines PTX n'ont pas été détectées dans les coquillages d'Europe, mais cette détection a rarement été faite en raison du manque de la méthodologie de routine requise (Krogh, 1989). Dans l'hépatopancréas de moules hautement toxiques de la mer Adriatique, la présence d'acide okadaïque a été mise en évidence par spectroscopie  $^1\text{H}$  NMR. De plus, l'élucidation de la structure des constituants de deux autres fractions toxiques est toujours en cours (Fattorusso et al., 1992).

La méthode de cuisson ne modifie pas la toxicité des fruits de mer responsables, mais l'intoxication pourrait être évitée si les glandes digestives étaient ôtées au préalable (Yasumoto et al., 1978, 1990). Au Japon, l'analyse comparative des toxines DSP de divers coquillages prélevés dans une même zone a été réalisée et a permis de constater que la plus forte toxicité concernait les moules bleues, une moindre toxicité les pétoncles et une toxicité minimale les huîtres. On a relevé des différences entre les moules cultivées à diverses profondeurs, avec des concentrations variant dans un rapport de deux à trois (Yasumoto et al., 1978, 1980). En outre, les premiers résultats obtenus en mer Adriatique (Boni et al., 1992) indiquent que les espèces de mollusques bivalves, vivant dans le même habitat infesté par les microalgues, manifestent un comportement fonctionnel analogue quant à l'absorption et la concentration de l'entérotoxine dans leurs tissus. Plus concrètement, bien qu'il se soit agi d'organismes prélevés dans le même habitat, on a décelé des valeurs de 4 MU (calculées d'après l'IFREMER) dans les moules, un seuil de risque jamais dépassé dans *Tapes semidecussatus*, et des niveaux non détectables dans *C. gallina*, *O. edulis* et *V. verrucosa*.

#### 7.2.2.6 L'épuration des toxines DSP des mollusques bivalves

Deux expériences de détoxification DSP ont été entreprises en 1989: l'une en laboratoire et l'autre dans un bassin d'ostréiculture (Lassus et al., 1991). Deux lots différents de moules contaminées par des toxines diarrhéiques (DSP) ont été utilisés, à des niveaux toxiques initiaux élevés (3 MU) et faibles (1 MU). Ces deux lots avaient été contaminés lors de proliférations algales de *Dinophysis spp.* survenues en juin 1989 le long de la côte méditerranéenne de la France (Sète) et la côte ouest de la Bretagne (baie de Douardenez), respectivement. Les taux de dépuración ont été estimés simultanément par le test chez la souris et la chromatographie liquide à haute pression (HPLC). Pour les moules hautement toxiques, les résultats indiquent un meilleur taux d'épuration dans les bassins d'ostréiculture avec  $0,5 \text{ MU g}^{-1}$  dans les glandes digestives au bout de 20 jours et  $1,0 \text{ MU g}^{-1}$  dans des conditions de laboratoire au bout de 42 jours. Pour un niveau toxique initial inférieur (1 MU), le délai requis pour l'épuration est naturellement plus court mais on observe une disparité analogue entre l'expérience en laboratoire et celle en bassin (Lassus et al., 1991).

La transplantation de moules (*Mytilus edulis*) contaminées par l'acide okadaïque (AO) d'un milieu toxique de la partie nord de la côte ouest de la Suède dans un milieu moins toxique de la partie sud a permis de mettre en évidence une diminution de la teneur égale à  $132 \text{ mg AO/100 g}$  de chair de moule par jour (Haamer et al., 1990). La transplantation de moules moins toxiques du sud au nord n'a pas permis d'enregistrer une fixation rapide d'AO.

Des moules toxiques du nord ont à nouveau été immergées dans deux bassins. L'un contenait de l'eau ordinaire, et l'on avait ajouté à l'autre de la levure de boulanger bouillie. On a observé des baisses de 4-5 µg AO/100 g de chair de moule par jour. Les données sur l'AO indiquaient un comportement plus régulier quand de la levure bouillie était ajoutée. Sans levure, les baisses alternaient avec les hausses.

#### 7.2.2.7 Méthodes d'analyse des toxines DSP

L'épreuve biologique de dosage de tous les constituants DSP repose sur la dose qui provoque un délai de mortalité déterminé chez la souris après injection intrapéritonéale avec un résidu toxique extrait de mollusques au moyen d'acétone (Yasumoto *et al.*, 1984). La phase acétonique est évaporée et le résidu remis en suspension dans 4 ml de Tween 60 à 1%. Des aliquots de 1 ml de cette solution sont injectés par voie intrapéritonéale chez 18 à 20 souris albinos Swiss. Cette procédure est la méthode officiellement prescrite au Japon et dans divers autres pays. En France, la toxicité est exprimée autrement que dans le test officiel du Japon. En Italie, la méthode instituée par un décret ministériel en date du 1.9.1990 (Ministero della Sanità, 1990c) est similaire à la méthode officielle utilisée en France (Marcaillon-Le Baut et Masselin, 1990). Les souris sont observées pendant 24 heures et les tests positifs consistent en T inférieur à 5 heures. D'autres épreuves biologiques comprennent: l'épreuve chez le souriceau à la mamelle (Hamano *et al.*, 1985), l'épreuve chez le rat (Kat, 1983), l'épreuve du tétrahyména (Shiraki *et al.*, 1985).

La détermination fluorométrique de l'acide okadaïque et de DTX-1 a été mise au point au moyen de la HPLC (Lee *et al.*, 1987). L'épreuve biologique et la méthode HPLC n'ont pas été effectués conjointement, et l'on n'a pas entrepris d'étudier les paramètres scientifiques comme la précision, la sensibilité et la spécificité. La procédure d'interétalonnage n'est pas applicable puisqu'à l'heure actuelle seul l'acide okadaïque et DTX-1 sont disponibles sur le marché comme matériaux de référence pour les constituants toxiques DSP. Une analyse "en deuxième stade" consiste à identifier l'acide okadaïque et d'autres toxines DSP par spectroscopie<sup>1</sup> de fractions positives au test officiel de létalité chez la souris, obtenues par séparation chromatographique répétée (Fattorosso *et al.*, 1992). Bien qu'il s'agisse d'un test plus laborieux que la HPLC (Lee *et al.*, 1987), qui a un champ d'application similaire, il offre deux avantages importants: il ne nécessite pas d'échantillons normalisés des toxines, qui pourraient être difficiles à obtenir pour des toxines autres que l'acide okadaïque et DTX-1 (Krogh, 1989); seules les données bibliographiques sur la NMR sont nécessaires. En outre, cette méthode ne se limite pas aux toxines connues mais elle peut s'appliquer à des toxines nouvelles, permettant ainsi d'élucider leur structure à condition qu'on puisse obtenir une quantité suffisante de matériel toxique.

#### 7.2.2.8 L'intoxication chez l'homme: toxicologie clinique

La fréquence des signes et symptômes de la DSP chez les patients s'établit comme suit: diarrhée (92%), nausées (80%), vomissements (79%), douleurs abdominales (53%), et frissons (10%). La période d'incubation varie de 30 minutes à plusieurs heures, mais elle dépasse rarement 12 heures. Environ 70% des patients présentent des symptômes dans les 4 heures. La période d'état peut durer 3 jours dans les cas graves mais ne laisse pas de séquelles (Yasumoto *et al.*, 1978; Lucas, 1985). Ainsi, on n'a jamais enregistré de décès. La quantité minimale de toxine DSP requise pour induire la maladie chez l'adulte a été estimée, d'après l'analyse des restes de nourriture, à 12 MU (Yasumoto *et al.*, 1984). En Scandinavie, des moules associées à une poussée de DSP contenaient environ 17 MU par 100 g (Underdal *et al.*, 1985). Lors d'un recensement des perturbations du phytoplancton le long de la côte française en 1986, les niveaux les plus élevés dans les coquillages étaient de 10,6 MU/100 g (Belin et Berthomé, 1988).

#### 7.2.2.9 Mécanisme d'action

L'acide okadaïque étant hydrophobe (Shibata et al., 1982), il peut pénétrer dans les cellules et agir sur la fraction particulaire et la fraction cytosolique des divers tissus de la souris (Suganuma et al., 1989). C'est un inhibiteur très puissant de la protéine-phosphatase 1 (PP1) et de la protéine-phosphatase 2A (PP2A), deux des quatre grandes phosphatases du cytosol des cellules mammifères qui assurent la déphosphorylation des résidus de la sérine et de la thréonine (Hescheler et al., 1988; Cohen, 1989). Sur les deux autres grandes protéine-phosphatase, la protéine-phosphatase 2B  $\text{Ca}^{2+}$ /calmoduline-dépendante (phosphatase PP2B) est beaucoup moins sensible, alors que la protéine-phosphatase 2C  $\text{Mg}^{2+}$ -dépendante (phosphatase PP2C) n'est pas affectée (Bialojan et al., 1988). L'acide okadaïque cause probablement de la diarrhée en stimulant la phosphorylation qui contrôle la sécrétion du sodium par les cellules intestinales comme dans la maladie du choléra provoquée par une toxine sécrétée par *Vibrio cholerae*, mais par un autre mécanisme. L'une des sous-unités de la toxine cholérique peut en permanence activer la protéine Gs, entraînant une activité continue de l'adénylate-cyclase (Jonhson, 1982). L'augmentation de l'AMP cyclique active la protéine-kinase AMPc-dépendante qui phosphoryle alors une ou plusieurs protéines régulant la sécrétion du sodium par les cellules intestinales. Comme l'AMPc, la protéine-kinase  $\text{Ca}^{2+}$ /calmoduline-dépendante et la protéine-kinase C (Terao et al., 1986; Takai et al., 1987; Haystead et al., 1989) ne sont affectés par l'acide okadaïque, l'inhibition de PP1 et de PP2 est probablement responsable de la phosphorylation des canaux ioniques (Kume et al., 1989).

Des données récentes indiquent que non seulement l'acide okadaïque peut agir comme promoteur tumoral mais qu'il est aussi capable d'inverser la transformation cellulaire induite par certains oncogènes. On a pu vérifier, en recourant au modèle de cangérogenèse en deux phases que l'acide okadaïque (Suganuma et al., 1988) et DTX-1 (Fujiki et al., 1988) agissaient comme promoteurs de tumeurs cutanées chez la souris en utilisant le diméthylbenz(a)anthracène (DMBA) comme inducteur tumoral. Il reste à éclaircir si cela implique un risque pour la santé de l'homme (Hall, 1991). En outre, des cellules NIH3T3 transformées par les oncogènes raf ou ret-II reviennent en partie au phénotype normal après incubation pendant deux jours avec l'acide okadaïque à raison de 10 nM (Sakai et al., 1989).

#### 7.2.2.10 Remarques sur le traitement

Une sécrétion de liquides (diarrhée) se produit chez les patients atteints de DSP. Cet état sécrétoire résulte des biotoxines acide okadaïque et DTX1 qui stimulent probablement la phosphorylation contrôlant la sécrétion de sodium par les cellules intestinales.

La membrane plasmique luminale contient un système de transport qui facilite la migration étroitement couplée de  $\text{Na}^+$  et du glucose-D (ou de sucres à structure semblable) qui n'est pas régulée par la protéine-kinase. Le traitement actuel par voie orale du choléra tire parti du co-transport  $\text{Na}^+$ -glucose dans l'intestin. Dans ce cas, la présence de glucose permet la fixation de  $\text{Na}^+$  pour recharger l'organisme en NaCl. La composition de la solution administrée pour le traitement oral de patients cholériques consiste en 110 mM glucose, 99 mM  $\text{Na}^+$ , 74 mM  $\text{Cl}^-$ , 39 mM  $\text{HCO}_3^-$ , et 4 mM  $\text{K}^+$  (Carpenter, 1980). Un traitement oral analogue pourrait être essayé dans la DSP.

#### 7.2.2.11 Niveaux de tolérance et remarques sur la sécurité

Les normes de tolérance instaurées varient grandement d'un pays à l'autre du fait que les organisations internationales, comme l'Organisation mondiale de la santé n'ont pas

encore procédé à une évaluation des tolérances DSP (Krogh, 1989). En attendant que ces normes soient fixées et publiées, un plan de surveillance de la DSP a été introduit dans plusieurs pays européens, et notamment en Italie, comportant l'analyse du phytoplancton et des mollusques/crustacés pour y déceler les espèces de *Dinophysis* dans les appareils digestifs ainsi que pour y analyser les toxines (Krogh, 1989; Ministero della Sanità, 1990 a,b,c). Un certain nombre de pays européens ont instauré des normes de tolérance pour la DSP, applicables aux sites de conchyliculture locaux ainsi qu'à l'importation de fruits de mer. Au Danemark, aux Pays-Bas et en Espagne, il est fixé une "quantité non décelable" à l'épreuve biologique chez la souris. En France, une norme de 0,044 MU/g de glandes digestives est fixée pour l'épreuve chez la souris (Marcaillon-Le Baut et Masselin, 1990), tandis qu'au Japon, selon un autre principe de calcul des MU, le niveau est de 5 MU/100 g de tissu mou, de même qu'en Norvège (Yasumoto *et al.*, 1984; Underdal, 1988). La Suède est le seul pays d'Europe où la surveillance des toxines DSP se fait au moyen de la HPCL (Lee *et al.*, 1987) et qui fixe un niveau de tolérance de 60 µg/100 g de tissu mou (comme pour l'acide okadaïque et DTX-1). En Italie, les toxines DSP ont été déterminées au moyen de la méthode prescrite par le décret ministériel en date du 1.1.1990 (Ministero della Sanità, 1990c) et qui est analogue à la méthode utilisée en France. Les souris sont observées pendant 24 heures et les tests positifs consistent en T<5 heures. Comme on n'a constaté aucun cas de contamination DSP sans la présence d'au moins un des constituants acides, un niveau de tolérance de l'Union européenne pour la DSP est préconisé pour les constituants acides comme l'acide okadaïque et DTX-1 qui peuvent être contrôlés par des procédures chimiques comme la HPLC (Rapport CCE, 1989). Le JUPAC organise actuellement une étude coopérative de la procédure HPCL par Lee *et al.*, 1987. Cependant, il est essentiel que l'UE rende disponibles à ses Etats membres les matériaux de référence des autres constituants toxiques DSP que les constituants acides (acide okadaïque, DTX-1).

La données établissant la présence d'acide okadaïque dans l'hépatopancréas de *Mytilus galloprovincialis* de la mer Adriatique, mais aussi de deux autres biotoxines au moyen de la méthode de séparation utilisée (Fattorusso *et al.*, 1992) permettent de tirer les conclusions ci-après quant aux aspects sanitaires et économiques en mer Méditerranée:

- la validité des tests biotoxicologiques réalisés jusqu'à présent en vertu de la législation italienne est démontrée par la présence d'acide okadaïque, l'un des constituants DSP les plus toxiques;
- les recherches ont révélé la présence de deux autres toxines, et il n'est pas possible de préciser s'il s'agit de constituants des groupes "acide okadaïque", "pecténotoxines", "yessotoxines" ou d'autres groupes;
- Pour l'heure, l'épreuve biologique chez la souris est la seule méthode pouvant détecter tous les constituants DSP, aussi bien du groupe des dérivés acides (acide okadaïque, DTX-1 et DTX-2) qui sont diarrhéigènes (Hamano *et al.*, 1985) que du groupe des pecténotoxines et yessotoxines qui sont létales pour la souris par d'autres mécanismes non liés à des symptômes intestinaux (Terao *et al.*, 1986; Murata *et al.*, 1987).

### 7.3 Algues marines pouvant être toxiques pour les produits de la mer et responsables de symptômes d'intoxication respiratoires et cutanés en mer Méditerranée

#### 7.3.1 *Procentrum minimum* et intoxication par les coquillages contenant de la vénérupine

L'intoxication par la vénérupine est une biointoxication non paralytique chez

l'homme, différente de la DSP. L'intoxication par les coquillages contenant de la vénérupine est causée au Japon par l'huître *crassostrea gigas* récoltée en lac et le clam *Venerupis semidecussata* (ou *Tapes semidecussata*) qui se nourrissent de dinoflagellés toxiques du genre *Prorocentrum*.

#### 7.3.1.1 Organismes produisant des toxines

*Prorocentrum minimum* var. *mariae lebouriae* et var. *triangulatum*, qui se manifestent en floraisons conjointes (Okaichi et Imatomi, 1979), ont été incriminés au Japon dans l'intoxication par la vénérupine. *Prorocentrum minimum* Schiller, probablement responsable de l'intoxication par les fruits de mer sur les côtes de Norvège, est une espèce phytoplanctonique si commune que, si elle constitue la source de la vénérupine hautement toxique, cette dernière ne doit se trouver que dans des souches rares (Tangen, 1983).

#### 7.3.1.2 Recherches sur les constituants de la vénérupine

Les principes toxiques ont été trouvés dans les glandes digestives (hépatopancréas, foie ou glande foncée) des bivalves (Akiba et Hattori, 1949). La toxicité des extraits par le méthanol à 75% des cultures de *Prorocentrum minimum* var. *mariae-lebouriae*, dont on présume qu'il induit l'intoxication par la vénérupine (Okaichi et Imatomi, 1979), a été déterminée en utilisant la souris comme animal test. La nature chimique des toxines n'a pu être établie. On a vérifié que la toxine était soluble dans l'eau, le méthanol, l'acétone et l'acide acétique. Elle n'était pas soluble dans le benzène, l'éther et l'alcool absolu.

#### 7.3.1.3 *Prorocentrum minimum* et épisodes d'intoxication par la vénérupine dans le monde

Une intoxication par la vénérupine a été signalée pour la première fois à Nagai, Japon, en 1889, après ingestion de l'huître *Crassostrea gigas*. Sur les 81 personnes atteintes, 51 sont décédées (Hallstead, 1965). Une deuxième poussée s'est produite en 1941, quand, sur les 6 patients atteints, 5 sont décédés. De 1942 à 1950, il y a eu 455 autres cas comportant l'ingestion d'huîtres et de clams *Tapes japonica* (Nakajima, 1965). Plusieurs centaines de cas ont été communiqués pour la région du lac Hamana, avec plus de cent décès (Nakajima, 1968). De même, en Norvège, des symptômes d'intoxication par la vénérupine ont été décrits chez 70 personnes après consommation de moules recueillies près du foyer de la prolifération massive de *P. minimum* survenue à l'automne 1979 (Tangen, 1983).

Des eaux rouges dues à *Prorocentrum minimum* Schiller ont souvent été observées dans la lagune d'Obidos (Portugal) et y ont occasionné la toxicité de bivalves. Il convient d'insister sur deux de ces proliférations, séparées par une dizaine d'années, survenues respectivement en mai-juin 1973 et en janvier-février 1983 (Silva, 1985). Une étude comparative des conditions environnementales lors de ces deux épisodes d'eaux rouges de *P. minimum* indique qu'ils ont été l'un et l'autre précédés de périodes prolongées de fortes pluies. Le phosphate a augmenté dans les eaux de la lagune durant les proliférations de phytoplancton observées, avec deux pics trouvés lors de la pullulation de *P. minimum*. De même, les nitrates et l'ammonium se sont avérés avoir de l'importance pour le démarrage de la pullulation de *P. minimum* en 1982-83. L'apparition soudaine et la prolifération massive de *P. minimum* dans le fjord de Kiel, en mer Baltique, en 1983, peuvent servir d'étude de cas d'une eutrophisation côtière typique (Kimor et al., 1985). Cette espèce avait déjà été repérée dans le fjord d'Oslo en 1979 (Tangen, 1980) et dans les années ultérieures elle avait élargi sa zone de distribution à l'ensemble du Skagerrak et du Kattegat dans les eaux danoises et suédoises, dans des conditions d'eutrophisation intense (Granéli et al., 1983). Puis ce fut la première observation de *P. minimum* dans le fjord de Kiel, et elle concorde bien avec

l'expansion progressive vers l'est de cette espèce euryhaline et eurythermale en mer Baltique. Le développement de la prolifération était favorisé par les conditions météorologiques, à savoir des températures de l'eau exceptionnellement élevées (supérieures à 20°C) et des vents dominants, ainsi que par les fortes teneurs en composés phosphatés et nitrates. Si le phosphate provenait principalement de sédiments anoxiques, le nitrate était apporté par le déversement des cours d'eau et provenait des engrais utilisés dans l'agriculture.

Plusieurs communications (Bodeanu et Usurelu, 1979; Mihnea, 1979, 1992; Petrova-Karadzova, 1984, 1985, 1986; Bodeanu, 1992) ont fait état de proliférations estivales fréquentes en mer Noire, dont la principale cause était attribuée à *Exuviaella cordata* (similaire à *P. minimum* provenant de la baie de Sibenik en mer Adriatique). Ces proliférations estivales étaient dues à l'eutrophisation progressive de la mer Noire au cours des années 1970 et 1980.

#### 7.3.1.4 Manifestations de *Prorocentrum minimum* en mer Méditerranée

Des changements dans la composition du phytoplancton par suite de l'apparition et de la prolifération progressive d'espèces autrefois rares ou inconnues ont été communiqués pour l'Adriatique au cours des dernières années par Marasovic et Pucher-Petkovic (1985) et Marasovic (1986). Selon ces auteurs, ces changements, s'accompagnant souvent d'une augmentation substantielle de la productivité primaire, dans les eaux côtières et du large de la mer Adriatique, étaient dus en premier lieu à l'eutrophisation accrue résultant de l'urbanisation et des déchets véhiculés par l'eau. Un cas souligné par Marasovic (1986) est la manifestation croissante, ces dernières années, du dinoflagellé potentiellement toxique *Prorocentrum minimum*. En 1983, pendant les mois d'été, *P. minimum* (Pavillard) Schiller, jamais repéré auparavant dans l'Adriatique, constituait une proportion considérable de la prolifération estivale régulière de la baie de Sibenik (côte adriatique est). Lors des années suivantes (1984, 1985, 1986), la proportion de *P. minimum* dans les proliférations estivales de la baie de Sibenik n'a cessé de croître (Marasovic *et al.*, 1990). Dans le même temps, sa présence était signalée dans d'autres parties de la côte adriatique, et était attribuée à l'eutrophisation plus intense des eaux de l'Adriatique (Mancini *et al.*, 1986; Marasovic et Pucher-Petkovic, 1987; Pucher-Petkovic et Marasovic, 1988; Marasovic *et al.*, 1988; Pucher-Petkovic *et al.*, 1988; Marasovic, 1989). Des eaux rouges de *P. minimum* se produisent aussi dans la lagune côtière (étang de Berre) de la région littorale méditerranéenne de la France (Leveau *et al.*, 1989). L'intoxication par la vénérupine de coquillages n'a jamais été relevée dans la mer Adriatique et dans l'étang de Berre.

#### 7.3.1.5 Méthodes d'analyse de la vénérupine

Les principes toxiques de *P. minimum* déclenchant l'intoxication par la vénérupine ont été testés par injection intrapéritonéale chez la souris d'extraits par méthanol à 75% d'échantillons de bivalves (Okaichi et Imatomi, 1979; Tangen, 1983). Si les toxines étaient présentes, les souris mouraient en 24 à 48 heures. La relation entre la dose et le délai de survenue de la mort n'a pu être déterminé (Okaichi et Imatomi, 1979).

#### 7.3.1.6 L'intoxication chez l'homme

L'intoxication se caractérise par une longue période d'incubation (24-48 heures) et parfois plus longue (Halstead, 1965; Okaichi et Imatomi, 1979; Tangen, 1983). La toxine, thermostable, induit l'installation rapide des symptômes suivants: nausées, vomissements, diarrhée, céphalées et nervosité. Dans les cas graves, il peut exister un ictère, des pétéchies, des ecchymoses peuvent apparaître sur la poitrine, le cou et les bras. On observe parfois

une leucocytose, une anémie et des temps de coagulation allongés. On note habituellement une hépatomégalie. Dans les cas mortels, une atrophie jaune aiguë du foie, un état d'extrême excitation, un délirium et le coma aboutissent au décès, lequel se produit chez 33% des patients (Auerbach, 1988).

#### 7.3.1.7 Traitement

Le traitement est purement symptomatique. Tout patient présentant les premiers symptômes de gastro-entérite devrait être soumis à un régime pauvre en protéines et placé sous observation à la recherche de signes d'insuffisance hépatique. On ne possède pas encore d'expérience clinique concernant l'exsanguino-transfusion, la chimiothérapie, l'hémo perfusion, ou la transplantation du foie pour traiter les insuffisances hépatiques aiguës associées à cette affection (Auerbach, 1988).

#### 7.3.2 *Nitzschia spp.* et l'intoxication amnésique par les fruits de mer (ASP)

En ce qui concerne les phénomènes d'eutrophisation, les diatomées n'étaient pas considérées comme des dinoflagellés préoccupants jusqu'à la fin novembre 1987, quand 153 cas d'intoxication aiguë liée à l'ingestion de moules ont été établis au Canada. Les symptômes comprenaient des vomissements et de la diarrhée, suivis dans certains cas par de la confusion mentale, une perte de mémoire, une désorientation, voire un coma. Le terme d'intoxication amnésique par les fruits de mer (ASP) a été proposé pour cette nouvelle intoxication par les coquillages (Wright et al., 1989; Todd, 1990).

##### 7.3.2.1 Chimie du principe toxique de l'ASP

Il a été établi que la toxine des mollusques en cause était l'acide domoïque, un acide aminé neurotoxique relativement rare (Wright et al., 1989) (fig. 23).

##### 7.3.2.2 Organismes responsables de l'ASP

Des études conjointes menées au Canada ont conduit à l'identification de la diatomée pennée *Nitzschia pungens* Grunow forme *multiseries* Hasle comme source d'acide domoïque. Des échantillons de la diatomée ont été prélevés dans l'eau sous la glace à proximité de l'estuaire du Cardigan et on a constaté qu'ils étaient associés à des teneurs d'acide domoïque atteignant 1% du poids sec (Subba Rao et al., 1988).

##### 7.3.2.3 Méthode d'analyse de la toxine ASP

La méthode de dosage biologique de la toxine ASP chez la souris est la même que celle utilisée pour les toxines PSP. Des souris ayant reçu par voie intrapéritonéale un extrait de tissu de moule par acide chlorhydrique dilué contenant de l'acide domoïque ont permis de constater que le pouvoir relatif de celui-ci est plus faible que celui de la toxine PSP (Subba Rao et al., 1988). La durée d'observation a été étendue à 24 heures. Dans un délai de trois heures, il est possible d'obtenir un contrôle simultané de la toxine PSP et de l'acide domoïque. Des méthodes chimiques ont également été définies pour la mise en évidence et la quantification de l'acide domoïque dans les mollusques (Lawrence et al., 1989). Pour que la toxicité de l'acide domoïque et la toxicité PSP puissent être identifiées dans des mollusques du Canada atlantique, la moitié de l'extrait par acide chlorhydrique dilué, provenant des mollusques examinés, sert à l'épreuve chez la souris, et l'autre moitié sert aux tests HPLC (Lawrence et al., 1989).



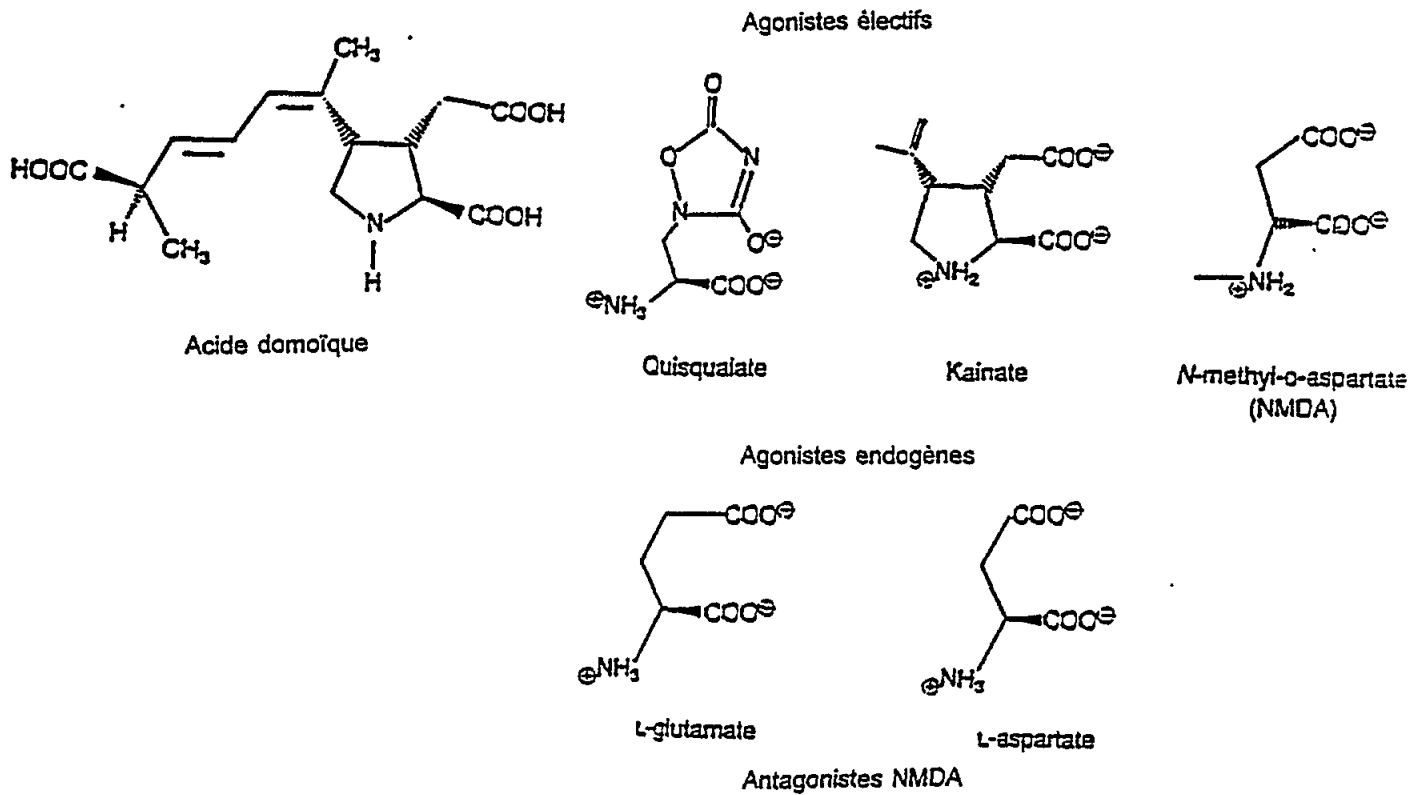


Fig. 23 Formules structurales de l'acide domoïque, d'autres agents agonistes électifs et des acides aminés neuro-transmetteurs excitateurs (agonsites endogènes)

#### 7.3.2.4 Cas d'ASP dans le monde

L'ASP n'a été observée qu'au Canada jusqu'à présent. En 1987, les concentrations de *N. pungens* dans la baie de Cardigan étaient de 10 millions de cellules par litre. Certains auteurs avancent que la combinaison adéquate d'éléments nutritifs, de lumière solaire et de stratification due au ruissellement d'eaux douces a contribué à l'apparition des proliférations de diatomées (Waldichuk, 1989).

#### 7.3.2.5 *Nitzschia* spp. et les agrégats mucilagineux en mer Adriatique

Au plan sanitaire, il convient de prêter aujourd'hui une attention toute particulière aux diatomées, au nord et au centre de la mer Adriatique, en raison surtout de l'apparition, en août 1988, juillet 1989, juillet et août 1991, des "agrégats mucilagineux" qui semblent provenir des diatomées, parmi lesquelles il existe une espèce de *Nitzschia*. De fait, ce phénomène a suscité des problèmes écologiques considérables et des préoccupations d'ordre sanitaire en Italie et dans l'ex-Yougoslavie. La surveillance des biotoxines ASP, PSP, NSP et DSP dans les "amas de mucilages" et dans les moules d'une zone côtière située au nord de la mer Adriatique, en face de l'Emilie-Romagne, dans les mois d'été (juin, juillet et août essentiellement) des années 1988, 1989 et 1991, a donné lieu à une communication (Viviani et al., 1995). Recourant à la méthode afférente à la PSP et qui, selon la législation

canadienne actuelle, s'applique aussi à la surveillance de la toxicité ASP, la présence d'acide domoïque a été exclue. Les toxines PSP, NSP et DSP sont également absentes des "amas de mucilages" (Viviani et al., 1995).

#### 7.3.2.6 L'intoxication chez l'homme: toxicologie clinique

L'acide domoïque est une toxine neurologique modérée par comparaison avec la toxine PSP. Quand des moules contaminées par l'acide domoïque ont été consommées à l'est du Canada, elles ont provoqué 153 cas de troubles intestinaux aigus avec nausées, vomissements et diarrhée se manifestant dans les 24 heures, mais, outre ces troubles, elles ont également occasionné une affection neurologique dans les 48 heures chez les patients âgés (plus de 60 ans). Trois patients âgés sont décédés. Chez les sujets les plus gravement atteints, les symptômes neurologiques ont persisté (Wright et al., 1989; Waldichuk, 1989).

#### 7.3.2.7 Toxicologie

Le mécanisme d'action de l'acide domoïque est bien connu sur les récepteurs des acides aminés excitateurs et les transmetteurs synaptiques. Les acides aminés excitateurs, notamment le L-glutamate et le L-aspartate, sont considérés depuis longtemps comme étant les neurotransmetteurs les plus probables (Collingridge et al., 1987) (fig. 23). On sait que ces acides aminés agissent sur plusieurs types de récepteur, dont les mieux caractérisés sont désignés selon les excitants exogènes électifs N-méthyl-D-aspartate (NMDA), kainate et quisqualate (fig. 24). Le glutamate de même que la sous-classe NMDA agissent pour rendre les canaux membranaires perméables à Na<sup>+</sup>, ce qui entraîne un influx Na<sup>+</sup> et une dépolarisation de la membrane (Collingridge et Bliss, 1987). Seul le canal ouvert par le récepteur NMDA accessible au kainate, au quisqualate et à l'acide domoïque sont en outre hautement perméables à Ca<sup>2+</sup> et induisent une entrée Ca<sup>2+</sup> cellulaire létale.

#### 7.3.2.8 Niveaux de tolérance et remarques sur la sécurité

On a relevé un effet sur certains consommateurs de fruits de mer contaminés par l'acide domoïque pour une concentration estimée à 200 µg.g<sup>-1</sup> poids humide. Ainsi, après application d'un facteur de sécurité de 0,1, une concentration de 20 µg.g<sup>-1</sup> poids humide a été fixée comme le niveau d'acide domoïque au-delà duquel une exploitation conchylicole devrait être fermée (Waldichuk, 1989). Ce niveau est comparé à celui de 0,8 µg.g<sup>-1</sup> pour la saxitoxine dans les fruits de mer, au-delà duquel une récolte de fruits de mer doit être interdite pour cause de PSP. En ce qui concerne la sécurité sanitaire, une concentration de 20 µg/g d'acide domoïque en poids frais de mollusques est jugée tolérable (Waldichuk, 1989).

#### 7.3.3 Toxines des chlorophycées et produits de la mer

Les algues vertes benthiques (chlorophycées) sont les organismes habituellement responsables des proliférations lors de l'eutrophisation côtière d'origine anthropique. Les relations entre les proliférations de chlorophycées et la santé de humaine concernent certaines toxines introduites par l'homme, directement ou par le réseau trophique, avec les aliments. Plusieurs espèces, comme les algues séchées, constituent une partie du régime alimentaire de la population, notamment dans divers pays d'Orient.

On sait qu'un genre benthique comestible des Philippines, *Caulerpa sp.*, est toxique au cours des mois pluvieux, et une lésion du thalle de la plante provoque une expulsion de toxine. La caulerpicine et la caulerpine (Aguilar-Santos et Doty, 1968; Maiti et al., 1978) sont les toxines qui ont été isolées (fig. 25). Les deux toxines sont également transférées, le long

de la chaîne alimentaire, aux coraux mous et aux gastéropodes marins. Chez l'homme, les toxines provoquent des paresthésies péri-buccales, de la langue et des extrémités distales, souvent une sensation de froid. Des vertiges, de l'ataxie et une insuffisance respiratoire peuvent également s'installer. Les manifestations cliniques régressent spontanément et disparaissent dans les 12 heures.

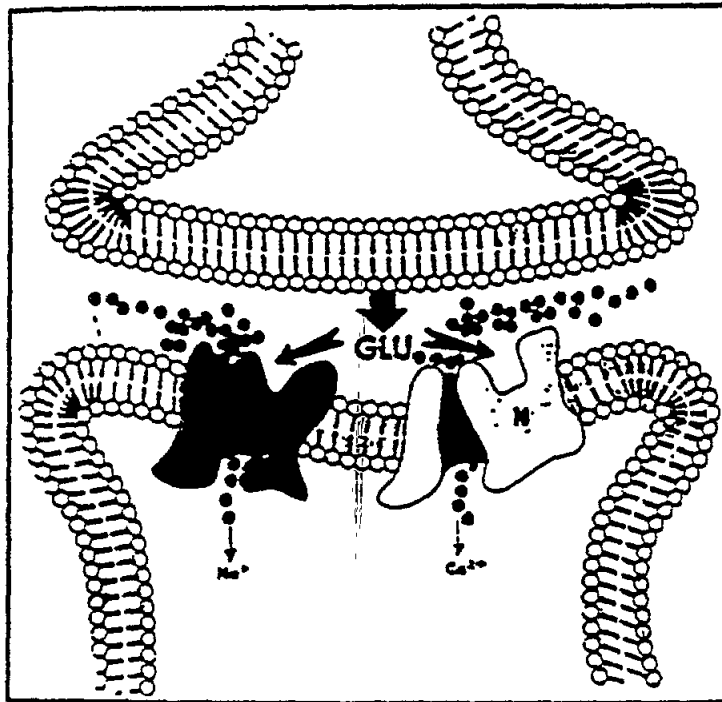


Fig. 24 Récepteurs, post-synaptique des acides aminés neuro-transmetteurs et canaux sodiques et calciques.  
N = récepteur NMDA  
KQ = récepteur kainate et quisqualate

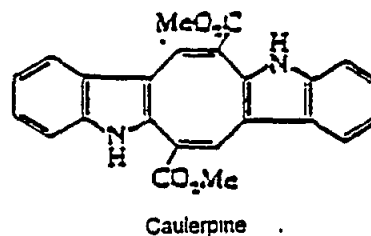
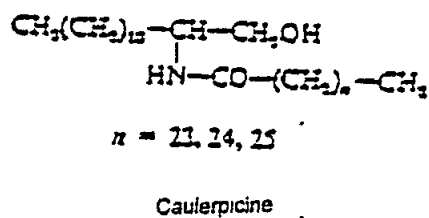


Fig. 25 Toxines des chlorophytes

L'algue verte *Chaetomorpha minima* est toxique pour les poissons et est douée d'un pouvoir hémolytique (Fusetani et al., 1976). Une autre algue verte, *Ulva pertusa*, comporte également des fractions hémolytiques (Fusetani et Hashimoto, 1976), deux étant hydrosolubles et une liposoluble. Cependant, on n'a pu établir aucune relation entre ces toxines et la santé humaine.

*Caulerpa prolifera* est présente sur l'ensemble du littoral de la Méditerranée, à l'exception des côtes de la mer Adriatique, d'Israël et de la Turquie où l'on trouve *Caulerpa racemosa* (Riedl, 1991). *Caulerpa racemosa* est venue de la mer Rouge en 1960. *Chaetomorpha aerea* et *C. capillaris* se sont également répandues en Méditerranée. S'agissant des espèces du genre *Chaetomorpha*, *Ulva*, on manque de recherches sur la présence de toxines.

#### 7.3.4 Toxines des rhodophycées et produits de la mer

Certaines algues rouges (rhodophycées) sont également responsables d'intoxications chez l'homme (Hashimoto, 1979). Des constituants toxiques PSP (gonyautoxine I, II, III) ont été décelés dans une macroalgue rouge, *Jania sp.* (Oshima et al., 1984). Ces algues rouges sont mangées par les crabes et les gastéropodes marins, et des toxines PSP ont été détectées dans des crustacés comme *Zosimus paeneus*, qui a été incriminé dans des intoxications PSP chez l'homme, en Extrême-Orient.

La principale question était de savoir d'où provenait l'acide domoïque. Celui-ci a été découvert au Japon, voici 30 ans, dans l'algue rouge *Chondria armata* (Daigo, 1959) et identifié par la suite dans une espèce méditerranéenne, *Alsidium corallinum*, de la famille des rhodomélacées (Impellizeri et al., 1975).

#### 7.3.5 Proliférations de *Gymnodinium spp.*: intoxication neurotoxique par les fruits de mer (NSP) et irritation respiratoire

Toutes les eaux rouges signalées en Floride sont associées à une mortalité massive parmi les animaux marins. Les problèmes de santé publique posés par la consommation de fruits de mer contaminés par la neurotoxine (NSP) ainsi que par l'inhalation des cellules dispersées par les vents ont été étayés par des preuves (Alam et al., 1975; Steidinger et Baden, 1984; Pierce, 1986).

##### 7.3.5.1 Dinoflagellés potentiellement toxiques ou responsables de NSP

Le dinoflagellé à l'origine d'eaux rouges, *Ptychodiscus brevis*, (= *Gymnodinium breve*), est l'une des espèces les plus tristement célèbres pour la mortalité massive parmi le poisson et la faune et flore marines qu'elle entraîne le long des côtes de Floride. Les kystes quiescents de *P. brevis* ne sont pas présents à l'interface sédiment-eau. La forme mobile de *P. brevis* excrète plusieurs neurotoxines, appelées collectivement brevétoxines (ou toxines de *P. brevis*). Ces toxines s'accumulent dans les mollusques filtreurs (huîtres, clams) et provoquent, quand ces derniers sont consommés, l'intoxication neurotoxique par les fruits de mer (NSP). Une souche non toxique de *P. brevis* a été trouvée dans la mer Intérieure du Japon (Okaichi, 1979). *P. brevis* paraît ne pas se limiter seulement au golfe du Mexique, à la côte est de la Floride et à la côte de la Caroline du Nord (Pierce, 1987) puisqu'il a été fait état de ses proliférations au nord de l'Espagne, au Japon (Steidinger, 1983) et sur la côte est de la Méditerranée (Steidinger, 1983; Pagou et Ignatides, 1990).

### 7.3.5.2 Chimie des constituants toxiques NSP

La neurotoxine de *P. brevis* se compose d'une chaîne hétérocyclique de onze anneaux renfermant de l'oxygène et se terminant par un lactone insaturé à une extrémité et par un aldéhyde insaturé à l'autre, appelée brevétoxine B (BTX-B) (Alam *et al.*, 1975). D'autres brevétoxines ont été également caractérisées (Chou et Shimizu, 1982; Nakanishi, 1985; Shimizu, 1987). La figure 26 illustre les structures des brevétoxines selon leur nomenclature dans la série PbTX (toxines *Ptychodiscus brevis*) et deux squelettes a et b (Poli *et al.*, 1986; Baden, 1988).

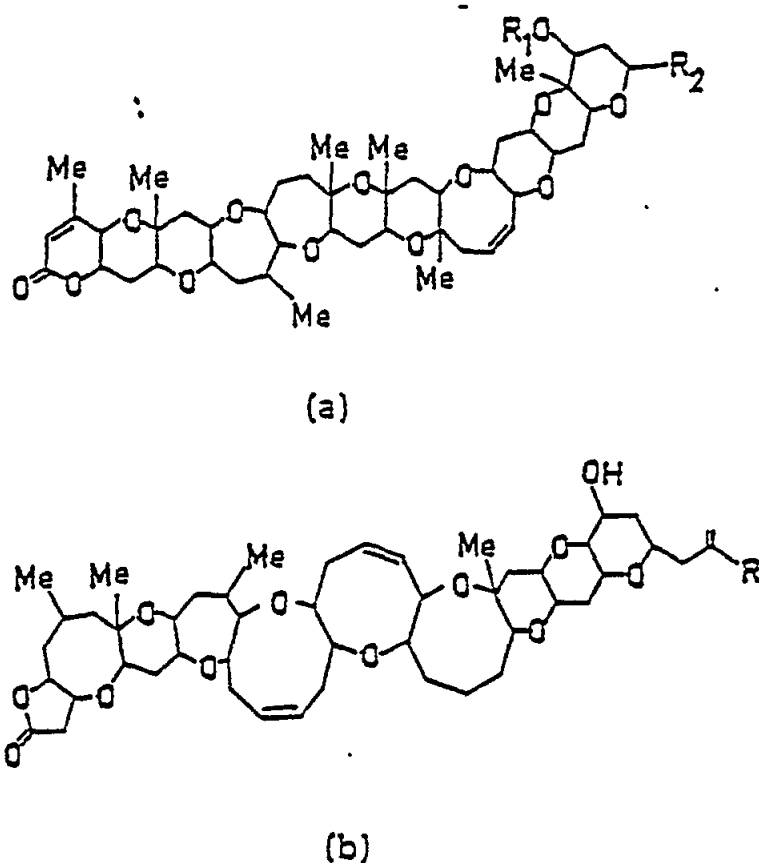


Fig. 26 Les brevétoxines. (a) PbTX-2 [ $R_1=H$ ,  $R_2=CH_2C(=CH_2)CHO$ ]; PbTX-3 [ $R_1=H$ ,  $R_2=CH_2C(=CH_2)CH_2OH$ ]; PbTX-5 [ $R_1=Ac$ ,  $R_2=CH_2C(=CH_2)CHO$ ]; PbTX-6 [ $R_1=H$ ,  $R_2=CH_2C(=CH_2)CHO$ ], 27, 28-epoxide; PbTX-8 [ $R_1=H$ ,  $R_2=CH_2COCH_2C1$ ]. (b) PbTX-1 [ $R=CHO$ ]; PcTX-7 [ $R=CH_2OH$ ]. La structure de PbTX-4 est inconnue (adapté d'après Poli *et al.*, 1986)

### 7.3.5.3 Produits de la mer contaminés par la brevétoxine

Les principaux produits de la mer contenant des brevétoxines sont les mollusques/crustacés (Cummins *et al.*, 1971). Il n'existe guère de données qualitatives sur les taux d'accumulation et d'épuration des brevétoxines dans les bivalves. Les huîtres accumulent les toxines en moins de 4 heures en présence de 5000 cellules/ml, et elles

éliminent 60% de la toxine accumulée en 36 heures (Cummins et Stevens, 1970). Le pouvoir d'épuration est spécifique de l'espèce et extrêmement variable, même sous des conditions contrôlés de laboratoire (Ray et Aldrich, 1965). Ainsi, les bivalves du commerce offrent en général une sécurité alimentaire 1 à 2 mois après la fin de tout épisode isolé de floraison algale. La mise en conserve ne peut être un moyen de diminuer la concentration de toxine NSP dans les bivalves. L'industrie de la pêche souffre aussi d'une publicité hostile invoquant le poisson mort échoué sur la côte. Le poisson commence habituellement à mourir quand le dénombrement de *P.brevis* atteint l'ordre de 250.000 cellules par litre.

#### 7.3.5.4 Méthodes d'analyse des toxines NSP

La toxicité des mollusques contaminés est déterminée par l'épreuve chez la souris qui permet d'évaluer les effets cumulatifs plutôt que de calculer les concentrations des diverses toxines. L'épreuve repose sur la dose qui provoque un délai fixé de mortalité chez des souris ayant reçu par voie intrapéritonéale un résidu toxique brut extrait de bivalves par éthyl éther (McFarren et al., 1960). La toxicité relative du résidu d'extrait lipidique brut des mollusques bivalves est celle qui tue 50% des animaux testés (d'un poids corporel de 20 g) en 30 minutes. Récemment, des méthodes employant la chromatographie liquide de haut rendement (HPLC) ont été mises au point aux fins d'analyse qualitative et quantitative des toxines de *P. brevis* (Baden et Mende, 1982; Pierce et al., 1985). L'activité des proliférations de *P. brevis* est déterminée par une épreuve d'ichtyotoxicité soit de l'eau de mer contaminée, soit des extraits de toxine bruts et purifiés (Viviani, 1981).

#### 7.3.5.5 Toxicologie

Les deux épisodes d'intoxication survenus chez la population lors des eaux rouges de Floride consistaient en NSP et en irritation pulmonaire. La NSP est une forme neurotoxique plus modérée présentant par certains aspects une similitude avec la ciguatera.

Mécanisme d'action. Si les toxines PSP agissent comme agents non dépolarisants sur la membrane des cellules excitables, les neurotoxines liposolubles, les brévétines, responsables de la NSP, agissent comme substances dépolarisantes. L'une des fractions toxiques ( $T_{47}$ ) agit en ouvrant les canaux membranaires perméables à  $Na^+$ , créant ainsi un influx  $Na^+$ . L'analyse de  $^{42}K$  permet d'écarter un effet de  $T_{47}$  agissant sur les canaux  $K^+$  (Tisk et al., 1979).

Selon les recherches les plus récentes, les toxines lipophiles exercent une altération marquée sur les canaux  $Na^+$  en modifiant pratiquement tous les aspects de leur physiologie de même que l'interaction du canal avec presque toute autre classe connue de substances médicamenteuses actives comme les toxines polypeptidiques, les anesthésiques locaux et les toxines guanidiques (Strichartz et al., 1987).

Les fragments cellulaires de *P. brevis*, quand ils sont vaporisés dans l'atmosphère sous l'effet des embruns marins, déclenchent de la toux et des étternuements improductifs quand ils sont inhalés (Music et al., 1973). L'inhalation de cellules de *P. brevis* contaminées par les toxines et dispersées par le vent a pu provoquer l'ouverture des canaux  $Na^+$  par les toxines, libérant de l'acétylcholine et créant une contraction des muscles lisses de la trachée. Ces effets ne sont que transitoires (Krzanowski et al., 1981). Toutes les toxines isolées de *P. brevis* possèdent cette activité et, pendant la purification, si elles sont nébulisées sur des particules de gel de silice, elles produisent le même effet.

#### 7.3.5.6 Niveaux de tolérance et considérations touchant la sécurité

Le Department of Natural Resources (DNR) de Floride a mené un programme général de lutte depuis le milieu des années 1970. Ce n'est qu'en 1984 que des floraisons de *Ptychodiscus* ont été spécifiquement mentionnées dans les réglementations antipollution. Les fermetures d'exploitations sont prescrites quand les dinoflagellés dépassent 5000 cellules/litre à proximité des aires de récolte. Les fermetures ont duré de quelques semaines à six mois. Deux semaines après que la concentration de *Ptychodiscus* soit retombée au-dessous de 5000 cellules/litre, les premières épreuves de contrôle biologique des fruits de mer chez la souris sont réalisées. Quand les niveaux sont inférieurs à 20 MU/100 g, les exploitations conchylicoles sont réouvertes (Beverly, 1985). De même, en Italie, les dispositions de la législation ont été basées sur cette épreuve biologique mais en fixant "une quantité non détectable" (Ministero della Sanità, 1990c).

#### 7.3.5.7 *Gymnodinium* sp. en mer Méditerranée

La périodicité annuelle de *Gymnodinium* sp. mentionné comme *Gymnodinium breve* (Davis) a été étudiée dans un environnement littoral eutrophe (golfe Saronique, mer Egée) de janvier 1977 à décembre 1983, ainsi que de janvier à décembre 1985. L'analyse spectrale des données ainsi que l'analyse simple et l'analyse croisée des corrélations ont confirmé l'existence d'une variation sur un cycle de 12 mois des populations de *G. breve*, régulée principalement par la température (Pagou et Ignatiades, 1990). L'identification de *G. breve* (Davis) = *Ptychodiscus brevis* (Steidinger, 1979) au microscope électronique n'a pas été réalisée. Des effets sur la santé (NSP) et une mortalité du poisson n'ont pas été jusqu'ici signalés en mer Egée.

L'autre dinoflagellé intéressant la Méditerranée (mer Adriatique) est *Gymnodinium* sp. responsable des "eaux vertes" survenues en 1976-77 (Viviani, 1981; Viviani et al., 1985, 1992) le long de la côte de l'Emilie-Romagne, et en 1984 et 1988 dans la mer Adriatique Nord (Artegiani et al., 1985; Honsell et al., 1989; Regione Emilia-Romagna, 1985, 1989; Centre de recherche sur les ressources marines de Cesenatico, 1985; 1989). Cette espèce, considérée à l'origine comme semblable à *G. corri* et distincte de *G. breve* toxique de Floride, et également décrite au Japon, est désormais en cours d'étude afin de définir sa taxinomie. Les toxines NSP et PSP n'ont jamais été décelées dans les cellules (Viviani, 1983). Lors des proliférations de cette espèce *Gymnodinium* en septembre 1977, il a été fait part de symptômes d'irritation respiratoire chez personnes résidant sur le littoral ou bien se trouvant en mer, probablement en rapport avec la présence d'aérosols contenant des fragments cellulaires ou des substances de ce dinoflagellé à l'état nu (Viviani, 1983; Sachetti, 1983). Une prolifération de *Gymnodinium* spp. s'est également produite dans le golfe d'Olbia (Sardaigne) à l'automne 1985. Ce cas d'eutrophisation pourrait être dû au rejet d'eaux usées non épurées dans le golfe. L'algue n'a pas produit d'exotoxines (Sechi et al., 1987).

Il importe absolument de réaliser des études taxinomiques plus approfondies pour évaluer non seulement la nature biologique, biochimique, physiologique et écologique de chacune des diverses espèces du genre *Gymnodinium* mais aussi pour tenir compte des éventuelle propriétés qui pourraient s'avérer toxiques pour l'homme.

#### 7.3.6 Les toxines de cyanophycées responsables d'irritation respiratoire et de dermite de contact

Les cyanophycées d'eau douce sont les principaux organismes responsables d'effets d'eutrophisation et de production de toxine (Viviani, 1981; Carmichael et Mahmood, 1984). Des exotoxines sont également produites par les genres de cyanobactéries marines formant

des proliférations de phytoplancton et appartenant à la famille des oscillatoriacées qui posent un problème potentiel de santé sous forme de symptômes respiratoires (*Trichodesmium erythraeum*) (Sato et al., 1963-64) ou cutanés (*Lyngbya majuscula*) d'intoxication (Grauer, 1959). En ce qui concerne les symptômes respiratoires induits par *Trichodesmium erythraeum*, ils sont en rapport avec la présence d'aérosols marins contenant des fragments de cette cyanophycée lors de pullulations survenues dans des eaux côtières du Brésil (Sato et al., 1963-64) et dans le golfe de Thaïlande (Hungspreugs et al., 1989). La cyanophycée filamenteuse *L. majuscula* qui pousse en abondance dans de nombreuses zones du Pacifique tropical et subtropical ainsi que dans les Caraïbes, est l'agent causal d'une grave dermatite de contact affectant les baigneurs sur les plages (Grauer, 1959; Moore, 1984).

#### 7.3.6.1 Structures chimiques

Les principes actifs de l'algue bleue *L. majuscula* ont été isolés et identifiés comme étant deux lactones-bis phénoliques, l'aplysiatoxine et la débromoaplysiatoxine (Kato et Scheuer, 1975) et un alcaloïde indole, la lyngbyatoxine A (Cardellina et al., 1979) (figure 27). Ces trois substances se sont toutes avérées être de puissants agents irritants occasionnant de l'érythème, des bulles et une nécrose quand elles sont appliquées sur la peau (Solomon et Stoughton 1978; Cardellina et al., 1979).

#### 7.3.6.2 L'intoxication chez l'homme

Le département national de la santé de Hawaii a communiqué un ensemble de 86 cas. La poussée épidémique la plus récente de cette grave dermatite de contact atteignant les baigneurs des plages situées de la partie d'Oahu exposée aux vents est survenue en août 1980, sur les plages de Kailua, Kalama et Pilapu. La dermatite de contact intense était comparée à une brûlure et touchait les zones génitale et périnéale. Les premiers symptômes, apparaissant au bout de quelques heures, comprenaient de l'érythème et une sensation de brûlure, suivis de la formation de bulles et d'une desquamation profonde qui durait plusieurs jours (Moore, 1984).

#### 7.3.6.3 Toxicologie

Le mécanisme d'action aux niveaux cutané et respiratoire peut s'expliquer, sur la base des connaissances acquises sur les propriétés de tumoro-promotion, du fait que la lyngbyatoxine A, la débromoaplysiatoxine et l'aplysiatoxine induisent une irritation sur la peau de la souris au même degré que le TPA (Fujihira et al., 1981). La cancérogenèse comporte au moins deux stades, à savoir l'initiation et la promotion. Le stade d'initiation tumorale est produit par des agents qui provoquent des dommages de l'ADN. Le promoteur le plus connu est le 12-*o*-tétradécanoylphorbol-13-acétate (TPA), un ester déterpénoïde tiré de l'huile de croton (fig. 27). A la différence des agents cancérogènes qui agissent directement sur l'ADN cellulaire, les promoteurs tumoraux exercent leurs effets par fixation sur les récepteurs.

Des études récentes autorisent à penser que les promoteurs tumoraux que sont l'ester de phorbol, la télécidine et l'aplysiatoxine agissent en activant une enzyme phosphorylante phospholipidique et dépendante des ions Ca<sup>+</sup>, la protéine-kinase C (Castagna et al., 1982). Lors de recherches menées en vue de trouver de nouveaux agents antinéoplasiques provenant d'algues bleues, une substance cytotoxique active contre la leucémie lymphoïde P-388 de la souris et provenant d'une variété benthique de *L. majuscula* s'est avérée être identique à la débromoaplysiatoxine (Mynderse et al., 1977). Dans les mêmes espèces de cyanophycées, il y a une molécule qui, selon qu'elle contient ou non Br, présente des propriétés tumoro-promotrices ou antinéoplasiques.



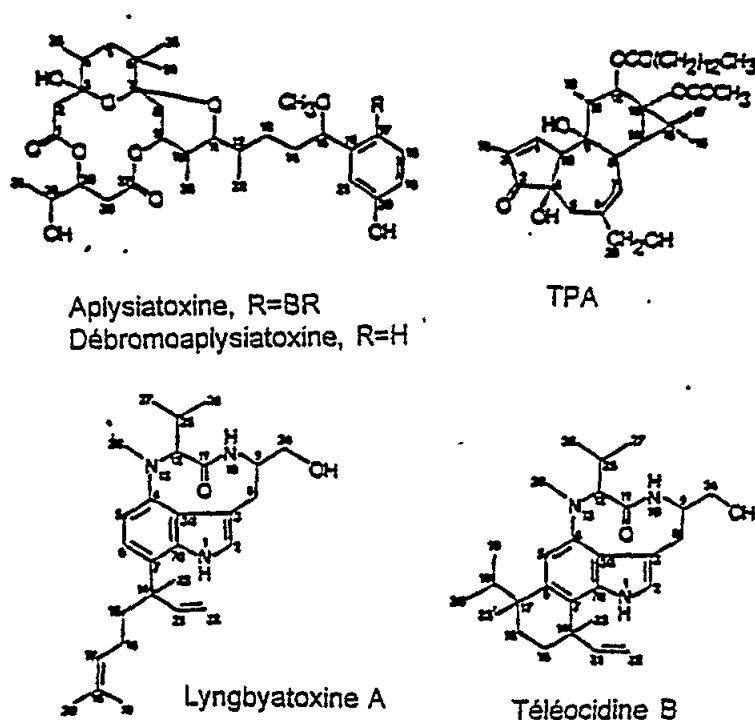


Fig. 27 Structures des toxines de *Lyngbya majuscula* qui se sont comportées comme les promoteurs tumoraux typiques esters de phorbol (TPA) et télécidine B

#### 7.3.6.4 Les cyanophycées en mer Méditerranée

En mer Méditerranée, 150 espèces de cyanophycées ont été décrites (Riedl, 1991). On ne trouve pas parmi elles d'espèces de *Trichodesmus* mais sept espèces de *Lyngbya*. Parmi les espèces de *Lyngbya* de la mer Méditerranée, *L. majuscula* n'est pas mentionnée, mais une autre cyanophycée filamenteuse est présente: *L. confervoides*. Dans l'estuaire du Nil (Halim, 1989), dans le lac de Tunis (Kelly et Naguib, 1984), et plus récemment aussi dans le nord de la mer Adriatique (Kaltenböck et Herndl, sous press), des proliférations de *Cyanobacteria* ont été signalées. On n'a pas fait état d'effets pathologiques chez l'homme.

#### 7.4 Généralités sur l'eutrophisation, les bactéries et la santé de l'homme

Les relations entre l'eutrophisation, les bactéries et la santé publique sont complexes et n'ont guère fait l'objet d'études. Pour les appréhender, il est nécessaire d'appréhender les effets des éléments nutritifs sur la croissance bactérienne, les effets des bactéries sur les algues, les effets du phytoplancton, du phytobenthos et des macrophytes produits par l'eutrophisation sur les bactéries marines.

##### 7.4.1 Cycle bactérien de l'eutrophisation

Parmi les schémas et modalités des processus cycliques qui caractérisent l'eutrophisation des zones côtières, lors de l'étude du rôle des bactéries, Aubert (1988, 1990,

1992) a distingué une eutrophisation à cycle planctonique et une eutrophisation à cycle bactérien.

L'eutrophisation à cycle bactérien, dans laquelle les bactéries jouent un rôle majeur, commence par des eaux vertes marines en raison du développement du phytoplancton, suivies par leur disparition et des eaux transparentes; puis le développement de bactéries sulforéductrices, sulfato-réductrices (*Desulphovibrio*) et sulfito-réductrices (*Clostridium*) commence avec la production d'H<sub>2</sub>S et une diminution de O<sub>2</sub>, en sorte que l'on a des eaux de transition, puis des eaux blanchâtres, une précipitation de soufre au fond avec dépôts blanchâtres et, peu après, l'apparition de colonies rouges de flavobactéries au fond et d'eaux rouges dues à l'action des bactéries sulf-oxydantes: réapparition des sulfites, des sulfates, augmentation de O<sub>2</sub> et eaux redevenues claires. Malheureusement, nous n'avons pas de connaissances précises sur ce schéma. On ne peut exclure que certains phénomènes d'eaux rouges observés sans dinoflagellés soient dus à un processus de cette nature.

#### 7.4.2 Bactéries marines et liens avec les eaux rouges

En plus de la promotion des pullulations de dinoflagellés par la vitamine B12, la thiamine, la biotine et les agents chélateurs produits par les bactéries marines (Provasoli, 1979), des recherches récentes ont donné à penser qu'il existe un lien solide entre l'activité des bactéries des sédiments marins et la croissance accélérée du phytoplancton aboutissant à des eaux rouges. Divers chercheurs ont établi que des hormones de croissance végétales peuvent être produites par toute une série de bactéries marines. On a constaté que 45 à 55% des bactéries sédimentaires testées produisaient une cytokinine, une hormone de croissance végétale. On sait que les algues responsables des phénomènes d'"eaux rouges" dépendent de substances exsudant de la surface des sédiments, et les phytoflagellés occasionnant des eaux rouges se sont avérés répondre à la cytokinine. L'activité bactérienne hétérotrophe est influencée par l'apport d'éléments nutritifs, et elle est accélérée par un afflux de ces éléments ou une hausse de la température. Il se pourrait que les corrélations relevées entre les hausses d'éléments nutritifs/température et les éclosions d'eaux rouges soient dues, en partie du moins, à une production accrue d'hormones par les bactéries marines. Le transfert des hormones des bactéries sédimentaires aux phytoflagellés pourrait s'expliquer par les courants d'upwelling en eaux profondes ou par la simple diffusion ou stratification en eaux peu profondes.

#### 7.4.3 Effets sur les bactéries des principes actifs produits par le phytoplancton

Il est possible de répartir en trois grands groupes les substances actives sur les bactéries qui sont excrétées par le phytoplancton et les macroalgues: 1) antibiotiques (Duff et al., 1966; Allen et Dawson, 1969); 2) substances favorisant la croissance (Lelong et al., 1980); 3) composés inhibant les processus de minéralisation des substances organiques (biomasse) (Christ, 1975a-b).

Des recherches particulières sur ces agents actifs ont été menées non seulement en laboratoire et dans diverses conditions écologiques marines mais aussi à des fins hygiéno-sanitaires dans des zones côtières. Les agents actifs produits par les algues au cours de leur prolifération ou relâchés par les cellules durant le processus de dégradation à la fin de la prolifération, peuvent remplir des fonctions antibiotiques ou des fonctions favorisant la croissance des bactéries. Ces agents peuvent notamment favoriser les bactéries qui servent d'indicateurs des possibilités de baignades des zones marines (dans les législations nationales ou au niveau de l'UE) et d'autres bactéries qui parviennent à l'homme à travers les chaînes alimentaires des produits de la pêche.

En dehors des effets négatifs liés aux phénomènes d'eutrophisation qui retentissent sur les valeurs esthétiques et certaines activités économiques, comme la pêche et le tourisme, il y a davantage d'effets qui paraissent aboutir à une "purification" apparente de l'environnement. Ainsi, pendant la période estivale, le long des côtes de l'Emilie-Romagne, les teneurs en bactéries indicatrices hygiéno-sanitaires pour la baignade ont augmenté après une floraison de *Gymnodinium sp.*, alors qu'elles ont diminué lors de la période d'intensité maximale d'une floraison de *Gonyaulax polyedra* (Volterra et al., 1986) et lors de floraisons de diatomées *Chaetoceros sp.* et *Skeletonema costatum* (Bonadonna et al., 1985; Mancini et al., 1989). D'autre part, on sait que les dinoflagellés du genre *Gonyaulax* synthétisent des métabolites qui remplissent des fonctions inhibitrices et notamment électives sur *Staphylococcus aureus* (Burkholder et al., 1960).

Si la prolifération de *G. polyedra* s'accompagne d'une "purification apparente" avec diminution du titrage habituel de coliformes comme de streptocoques, d'autres recherches menées dans des zones constamment contaminées par les mêmes bactéries en raison de l'excrétion de substances ayant une activité de nature antibiotique, ont démontré qu'un extrait de *G. polyedra* cultivé en laboratoire possède des propriétés qui stimulent la croissance en se limitant à *Streptococcus faecium* (Piretti et al., 1989). Cela montre que, à diverses phases de la physiologie des dinoflagellés, il se produit une formation de substances qui peuvent avoir différents effets sur des bactéries spécifiques. Si les effets antibiotiques sur les indicateurs usuels de la pollution fécale (coliformes en entérocoques) semblent en rapport avec la production d'ectocrines lors de la phase d'intensité maximale des floraisons algales, les effets favorisant la croissance, obtenus à partir d'extraits cellulaires, peuvent être considérés en rapport avec la phase finale des floraisons algales et avec la décomposition des cellules qui, du point de vue écologique, est soutenue par un développement bactériologique intense.

#### 7.4.4 Effets directs et indirects des bactéries sur la santé humaine

En cas d'eutrophisation à cycle planctonique ou à cycle bactérien, les effets actuellement connus des bactéries sur la santé humaine sont directs ou indirects. Les seuls effets directs sont d'ordre respiratoire, autrement dit liés à la production d'H<sub>2</sub>S qui touche la population du littoral. Les effets indirects sont bien plus nombreux et concernent les relations entre les bactéries et le phytoplancton. De fait, les bactéries marines peuvent stimuler la production d'eaux rouges toxiques dont les toxines atteignent l'homme par la voie alimentaire à travers les produits de la pêche contaminés (PSP, NSP, DSP, intoxication par la vénérupine, ciguatera) ou, dans le cas de *P. brevis*, peuvent avoir des effets aux niveaux cutané et respiratoire. Dans le premier cas, les risques sanitaires concernent tous les consommateurs potentiels de produits de la pêche contenant des biotoxines, et dans le deuxième cas seulement les populations vivant au bord de la mer, les pêcheurs, les touristes et les baigneurs des zones où surviennent des eaux rouges.

Des données récentes indiquent que les bactéries peuvent donner naissance à des tétrodontoxines (TTX) et à une saxitoxine (STX) (Tamplin, 1990). On a avancé que des bactéries seraient une source de STX dans les dinoflagellés marins (Kodama et Ogata, 1988; Kodama, 1989, 1990a-b).

Sousa et Silva (1962) ont été les premiers à évoquer une source bactérienne de STX, et par la suite la STX et la néo-STX ont été isolées de souches de la cyanobactérie *Aphanizomenon flos-aquae*, un organisme procaryote (Alam et al., 1978), et plus récemment Kodama (1989) a indiqué qu'une bactérie (espèce *Vibrio-like*) cultivée à partir de *A. tamarensis* synthétise la STX.

Les relations entre l'eutrophisation d'origine anthropique, les bactéries marines apparaissant dans les espèces *Alexandrium* et la biosynthèse des saxitoxines ne font pas présentement l'objet d'études dans la zone côtière de la Méditerranée.

## 8. GESTION DE L'EUTROPHISATION

Lorsqu'on récapitule les chapitres précédents, la question qui se pose est de savoir selon quels principes directeurs toutes ces données peuvent se traduire en mesures de gestion au plan pratique. Il convient d'envisager le problème dans deux perspectives différentes - bien que liées entre elles -, chacune impliquant des notions et des approches différentes mais d'une égale importance. Leurs relations sont illustrées sur la figure 28 sous forme d'un organigramme à deux cycles.

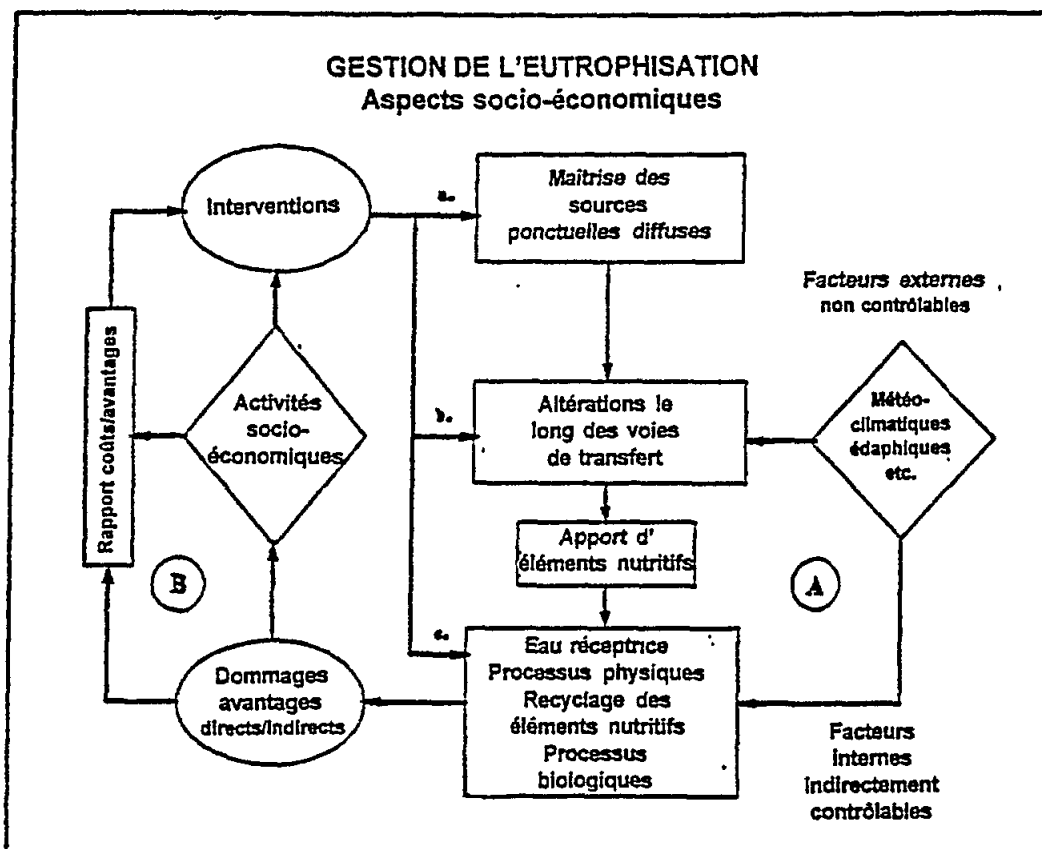


Fig. 28 Les concepts de gestion de l'eutrophisation

Cycle A: il a trait aux aspects en rapport avec le côté physique du système à gérer et trace les relations théoriques entre le bassin (sources, voies de cheminement) et la masse d'eau réceptrice. Celles-ci nécessitent en premier lieu une connaissance solide du fonctionnement du système, et notamment des conditions et processus régissant l'eutrophisation; en second lieu, une connaissance des points critiques du système sur lesquels des interventions dans le processus sont potentiellement réalisables par des moyens technologiques, et en troisième lieu une connaissance de ces technologies proprement dites.

Cycle B: il a trait aux aspects en rapport, peut-on dire, avec l'environnement socio-économique au sein duquel l'eutrophisation est perçue comme un problème affectant directement ou indirectement les activités socio-économiques et les intérêts de la population résidente, et au sein duquel les décisions sont prises.

Si ces deux perspectives sont souvent traitées comme distinctes (les aspects scientifiques étant abordés séparément des aspects socio-économiques et faisant intervenir deux communautés, d'un côté les scientifiques et de l'autre les administrateurs et décideurs politiques), elles doivent être associées dès que des interventions correctives à grande échelle sont en jeu. Si ces interventions sont technologiques ou administrative, la question devient alors inévitablement politique et requiert un modèle différent de celui examiné au chapitre 3, à savoir un modèle intégré global. Telle est à cet égard la signification des deux cycle A et B.

Les aspects scientifiques/technologiques se rapportant au cycle A ont été examinés en détail aux parties I et II du présent rapport. Il n'a guère été question du second aspect. S'agissant du premier, il importe de reconnaître: a) qu'il y a des conditions et des processus extérieurs au système et sur lesquels on ne peut aucunement peser (par ex.: les conditions météo-climatiques; les apports naturels de fond en éléments nutritifs par le bassin hydrographique); b) que les points critiques auxquels on peut s'attaquer en agissant sur les processus sont essentiellement au nombre de trois:

- lutte antipollution à la source,
- interventions le long des voies de cheminement,
- interventions sur la masse d'eau réceptrice.

Chacun de ces grands points d'attaque implique des approches différentes qui sont définies par les propriétés du système physique ainsi que par les technologies et ressources disponibles.

S'agissant du second aspect, il importe en outre de reconnaître que la décision de faire quelque chose en matière d'eutrophisation et, une fois la décision prise, le choix concret entre diverses options, ne seront pas conditionnés par les seules données scientifiques mais dépendront plutôt du degré de perception du problème par la collectivité concernée, autrement dit de la nature des dommages et de leur gravité pour les activités socio-économiques, et que de l'intention d'intervenir telle qu'elle est ressentie, à savoir les fins, les modalités et la portée envisagée pour traiter le problème. En pratique, comme pour tout problème de société qui appelle une solution, le choix entre les options possibles au plan technologique et administratif est dicté par le rapport coûts/avantages concernant chaque type d'intervention donné avec le profit escompté.

S'il est correctement exécuté, le processus d'évaluation envisageant toutes les options disponibles et auquel participent activement tant les scientifiques que les administrateurs et décideurs politiques, devrait être repris le long du cycle B, grâce à quoi l'effet possible sur le cycle (A) doit être évalué pour chaque option. La sélection finale sera alors déterminée par le rapport coûts/avantages qui est tenu pour optimal par rapport aux aspirations de la collectivité concernée. Il est donc évident que l'option retenue ne sera pas toujours celle offrant le meilleur rapport coûts/avantages et que, bien souvent au contraire, ce ne sera pas le cas. En outre, le rapport optimal est rarement défini à partir d'une seule option technologique mais plutôt par une combinaison judicieuse de diverses options technologiques/administratives, chacune ayant son propre rapport coûts/avantages. Il convient de remarquer que ce dernier rapport doit aussi prendre en compte le facteur temps,

autrement dit le temps nécessaire à la réalisation de l'intervention, et, ce qui est encore plus important, le temps qui s'écoulera entre la réalisation et le moment où les avantages se concrétiseront.

Prenons comme exemple la réduction de la charge d'éléments nutritifs: elle peut comporter une réduction à la source (comme la réduction des polyphosphates dans les détergents qui est relativement facile à obtenir pour les industries et est déjà effective dans de nombreux pays), la précipitation du phosphore dans l'effluent des stations d'épuration urbaines (revalorisation des procédés d'épuration dans les usines existantes, réalisable assez rapidement; aménagement de stations d'épuration s'il n'en existe pas encore, solutions à moyen terme), réduction de l'utilisation des engrais sur les terres de culture, épandage de lisier sur les terres, réduction du cheptel (bétail, etc) par unité de superficie disponible de pâture, adoption des cultures alternées en bandes, etc. (réclamant souvent une formation à long terme et des réglementations administratives en matière de pratiques d'exploitation agricole).

En outre, il ne faudrait pas ignorer que les évaluations des coûts ne sont pas toujours simples. Par ex., les coûts d'évaluation et d'exploitation des stations d'épuration sont relativement faciles à estimer avec la marge d'incertitude habituelle de variation, bien que des dépassements de devis soient fréquents. Par contre, l'évaluation du coût du dépôt de boues est beaucoup plus incertain car ce dépôt peut créer des problèmes nouveaux et imprévus tels qu'un site s'y prêtant mal ou un impact indésirable sur l'environnement comme une toxicité si ces boues sont utilisées dans l'agriculture, etc. Le coût de la reformulation des détergents sera occulté dans les coûts à la consommation, de même que les coûts d'installation et d'exploitation qui en résultent pour les industries agro-alimentaires qui doivent traiter leurs effluents, etc. Mais il peut aussi y avoir des gains - comme une moindre utilisation d'engrais par les exploitants agricoles - qui seront toutefois contrebalancés par les modifications de procédés requises.

De même, les avantages ne peuvent pas toujours s'évaluer ou exclusivement s'évaluer en gains financiers tangibles. Des avantages tels qu'une augmentation des valeurs d'agrément, des plages plus propres, un risque sanitaire moindre, un développement de la pêche de loisir, etc., restent des objectifs en soi pour la collectivité indépendamment des profits économiques qu'ils peuvent ou non entraîner.

On pourra consulter avec profit sur ce sujet un ouvrage où plusieurs de ces aspects sont traités de manière plus approfondie: cf. Fole et Käberger (1991).

## **B. ACTIONS CORRECTIVES ET MESURES ANTIPOLLUTION**

### **9. SURVEILLANCE, PREVISION ET PRISE DE DECISION**

On entend ici par surveillance, dans le cadre de l'évaluation et de la protection du milieu marin, la mesure répétée d'une activité ou d'un contaminant ou de son impact direct ou indirect (Villa, 1989; Rinaldi, 1990; Vollenweider, 1992; Bonalberti *et al.*, 1992; Bucci *et al.*, 1992; Volterra, 1992).

Au plan pratique, la surveillance peut entrer dans les trois catégories ci-après:

- surveillance à des fins de réglementation (lutte antipollution);
- surveillance des niveaux et des tendances;
- surveillance à des fins scientifiques.

La surveillance à des fins scientifiques représente généralement la principale étape pour l'instauration de la surveillance des niveaux et des tendances, laquelle fournit à son tour des informations utiles pour définir les paramètres de la lutte antipollution (surveillance à des fins de réglementation).

### 9.1 Surveillance de l'eutrophisation

Dans le domaine pélagique, la surveillance de l'eutrophisation devrait être relativement simple. La seule difficulté peut consister à définir la stratégie rentable. Deux grandes stratégies s'offrent: la télédétection et les mesures directes sur le terrain.

#### a) Télédétection

La télédétection peut être employée avec succès quand l'eutrophisation s'étend sur de vastes zones comme la mer Adriatique Nord ou la mer Egée. Bien que le système CZCZ de balayage couleur des zones côtières par satellite ait été achevé, il reste encore la possibilité d'utiliser le cartographeur thématique de LANSAT ou les détecteurs SPOT; leur faible sensibilité est compensée par la haute teneur en chlorophylle des couches supérieures des zones eutrophes. On peut également utiliser les scanners spectraux ou même la photographie aérienne pour surveiller l'étendue de l'eutrophisation (Zevenboom, 1989; Zevenboom et al., 1989; Zevenboom et al., 1990).

#### b) Mesures directes effectuées sur le terrain

Aucun instrument d'analyse ne suffit à lui seul à mesurer le degré d'eutrophisation d'une masse d'eau donnée. La plupart des experts estiment donc que la meilleure approche consiste à mesurer des paramètres différents et à faire la synthèse des résultats dans un modèle général fournissant un degré global et plus ou moins intégré d'eutrophisation pour l'eau. Faute d'une bonne sélection des paramètres à mesurer, le volume de travail requis pour évaluer l'étendue et l'intensité de l'eutrophisation peut être assez onéreux.

De la même façon que les informations fournies par les télédétecteurs sur la couche de surface servent à évaluer toute la colonne d'eau, la mesure directe des variables de la surface peut servir à inférer ce qui se passe dans les couches profondes. Cependant, les eaux de subsurface et les eaux proches du fond devraient aussi être surveillées, notamment dans la surveillance du domaine benthique.

Les observations directes par TV sous-marine ou SCUBA peuvent également être utiles pour déceler des changements des populations benthiques, notamment aux premiers stades de dégradation.

### 9.2 Principales variables à échantillonner

Divers paramètres tels que matières solides en suspension, pénétration de la lumière, chlorophylle, oxygène dissous, éléments nutritifs, matières organiques, etc. peuvent être déterminés à la surface ou à diverses profondeurs.

Si l'on ne dispose que de moyens limités, la détermination des paramètres permettant d'obtenir l'information synthétique la plus utile devrait être retenue. Par exemple, les déterminations de la chlorophylle, bien qu'elles ne fournissent pas des représentations très précises du système, sont des données très instructives. Des données fiables sur les éléments nutritifs sont des indicateurs extrêmement utiles d'eutrophisation potentielle. La turbidité et la couleur de l'eau peuvent également constituer une bonne mesure de

l'eutrophisation, sauf près des embouchures des cours d'eau où les matières inertes en suspension peuvent être très abondantes. L'oxygène dissous est un paramètre qui intègre beaucoup de renseignements sur les processus en jeu dans l'eutrophisation, à condition qu'il soit mesuré près du fond ou, au moins, en dessous de la couche euphotique où apparaît habituellement une oxycline.

- Eléments nutritifs

Les concentrations d'éléments nutritifs végétaux reflètent l'équilibre entre un grand nombre de processus physiques et biotiques. Par conséquent, il faudrait mesurer les concentrations d'éléments nutritifs (N, P, Si) sous toutes les formes (organique, inorganique, dissoute, particulaire). Bien que le phosphore ait été l'élément le plus couramment déterminé dans les systèmes d'eaux douces, on a de bonnes raisons de penser que l'azote, sous toutes ses formes, joue un rôle plus important dans la plupart, sinon tous, les systèmes marins. Le silicate est un bon indicateur de la dispersion de eaux douces et du potentiel de prolifération des diatomées.

- Bactéries

Il est proposé de surveiller la numération totale des bactéries aérobies et anaérobies si possible, en exploitant les occasions d'échantillonnage des programmes de surveillance sanitaire.

- Biomasse algale

Le volume - ou poids sec - du plancton dans la prise verticale d'un filet à plancton du fond à la surface peut fournir une estimation de l'intensité potentielle de pâture du mésoplancton.

- Oxygène dissous

La teneur en oxygène dans les couches inférieures est l'un des paramètres les plus fréquemment utilisés pour évaluer l'eutrophisation des masses d'eau. L'appauvrissement en oxygène dans les couches inférieures, notamment en cas de stratification marquée, est probablement l'indice le plus largement utilisé pour opérer la distinction entre eaux eutrophes et eaux oligotrophes. Le taux d'appauvrissement des couches inférieures en oxygène dépend naturellement, dans une large mesure, de l'hydrodynamique de la région.

- Turbidité

La pénétration de la lumière, qui est fonction inverse de la turbidité de l'eau, est l'une des mesures les plus couramment utilisées dans la surveillance aquatique. Si possible, on doit établir un profil de la lumière, ou du moins un relevé sur disque de Secchi. Bien que parfois critiqué en raison de sa simplicité, le disque de Secchi est un bon outil dans les études marines sur l'eutrophisation, et la détermination de la couleur de l'eau (échelle de Forell) est également importante.

### 9.3 Techniques d'échantillonnage et d'analyse

Des techniques instrumentales sophistiquées existent pour la mesure automatique des variables sus-mentionnées. Mais normalement, certaines des analyses sont pratiquées en dehors du laboratoire, et il est alors nécessaire d'effectuer le prélèvement sur le terrain et d'assurer la préservation des échantillons.



La plupart des scientifiques utilisent des techniques tout à fait comparables, dont certaines sont devenues des normes pratiques. Cependant, on devrait s'employer à harmoniser les techniques d'échantillonnage et d'analyse tenues pour le minimum requis pour la surveillance des phénomènes d'eutrophisation. Cela seul peut permettre la comparaison des résultats obtenus par divers groupes de recherche.

#### 9.4 Emplacement des sites d'échantillonnage et fréquence de prélèvement

L'emplacement des stations d'échantillonnage devrait être choisi sur la base des connaissances antérieures concernant la morphologie et l'hydrodynamique de la zone. Il est extrêmement important, avec le choix des stations, que celles-ci reflètent bien les sources de substances eutrophisantes et la gamme complète des conditions environnementales, depuis les eaux eutrophes proches du littoral jusqu'aux eaux plus oligotrophes du large.

La mesure directe des variables précitées pratiquée à bord d'un bateau en déplacement, si elle est associée à l'acquisition de données informatisées, permet de visualiser pratiquement en temps réel les conditions rencontrées dans la zone.

Pour estimer les variations possibles de l'eutrophisation, une fréquence mensuelle est recommandée. La fréquence devrait être accrue pendant les périodes critiques qui peuvent être identifiées dans le cadre des programmes de surveillance sanitaire.

En raison de l'importante variabilité du système pélagique, en rapport très étroit avec les changements météorologiques, la multiplication "en salve" des mesures et prélèvements sur des délais de 24 heures peut être préférable à des campagnes de prélèvements plus espacés.

La surveillance des modifications à long terme sur 5 à 10 ans au moins est nécessaire, et elle doit s'attacher à certaines variables faciles à estimer. Sur le long terme, il est plus utile de mesurer des changements dans la zone où la teneur en chlorophylle de la surface se situe au-dessus d'une certaine valeur et où la teneur en oxygène dans les couches inférieures se situe en dessous d'une certaine valeur.

#### 9.5 Analyse des politiques

Les gestionnaires de l'environnement recherchent des conseils sur les politiques à suivre pour traiter le problème de l'eutrophisation. La modélisation, la collecte de données in situ, l'expérimentation en laboratoire et sur le terrain ont un rôle important à jouer dans l'évaluation de ces politiques. Les résultats des analyses de politiques présentés au gestionnaire peuvent revêtir la simple forme d'un tableau ou d'une fiche de pointage pour faciliter le compromis complexe qui doit être opéré lors de la prise de décision. La fiche de pointage se compose de carrés agencés, chacun contenant un chiffre ou un indice qualitatif qui mesure ou note les performance, impact, coût et avantage de chaque option politique sous des rubriques politique, économique, sociale, juridique et environnementale choisies. Les modèles, qu'ils soient socio-économiques, écologiques ou mathématiques résolus sur ordinateur, ou les mésocosmes en laboratoire, sont les outils fournissant les entrées sur la fiche de pointage. Par conséquent, la modélisation devrait toujours être régie par la nécessité de répondre à la question suivante: quelle valeur devrait être portée dans tel ou tel carré de la fiche et quelle est sa marge d'incertitude?

Quand des aspects importants du phénomène d'eutrophisation ne sont pas bien compris (par exemple, la réaction d'une espèce de plancton à une nouvelle technique de maîtrise des éléments nutritifs), on peut recommander l'application combinée de la modélisation mathématique, de la collecte de données in situ et de l'expérimentation en laboratoire et sur le terrain. Dans ce cas aussi la modélisation est régie par une question appelant une réponse.

Comme les modèles sont toujours une simplification de la réalité, la question posée guide la simplification. Le modèle résultant est un ensemble limité d'hypothèses de travail que l'on doit confronter aux expériences en laboratoire et sur le terrain destinées à les tester. La comparaison qualitative et quantitative des prévisions des modèles avec les données de terrain et de laboratoire peut obliger à réviser le modèle et à susciter de nouvelles hypothèses.

#### 9.6 Capacité du milieu

Selon la définition fournie par le nE 30 des Rapports et études du GESAMP, l'utilisation du milieu marin aux fins d'élimination des déchets devrait se fonder sur la capacité locale à recevoir un débit de rejet des déchets n'ayant aucun impact inacceptable sur l'environnement. L'acceptabilité de l'impact est un jugement subjectif qui devrait se traduire par des normes fixées au plan national ou international. D'un point de vue purement scientifique, et en suivant à nouveau la définition que le GESAMP a donnée de la pollution marine, est acceptable tout rejet qui n'a pas d'effets délétères sur les composantes importantes de l'écosystème ou sur les diverses utilisations du milieu marin.

L'évaluation de cette capacité doit prendre en compte les processus physiques tels que la dilution, la dispersion, la sédimentation et l'upwelling, ainsi que les processus chimiques, biologiques et biochimiques aboutissant à la dégradation ou et à l'élimination des substances eutrophisantes de la zone sous impact, jusqu'à ce qu'elles aient perdu leur potentiel d'impact inacceptable.

La capacité du milieu d'une zone donnée à recevoir des substances eutrophisantes peut être calculée, des modèles appropriés fournissant une évaluation préliminaire qui peut être progressivement affinée par l'inclusion de davantage de paramètres et de variables ainsi que par l'expérimentation.

#### 9.7 Modèles mathématiques

Les modèles mathématiques offrent un moyen de faire la synthèse des connaissances disponibles et de vérifier les hypothèses de lutte antipollution.

Les modèles devraient élucider les facteurs les plus importants affectant l'écosystème, et il conviendrait de prôner la parcimonie afin de réduire le grand nombre de variables d'état physique, chimique et biologique à un nombre élémentaire et suffisant compatible avec les questions appelant une réponse.

Un choix soigneux d'échelles spatiales et temporelles, des limites et conditions limites, devrait être fait en fonction de la morphologie et de la stratification de la zone et de la nature du problème.

Les modèles d'eutrophisation peuvent être basés sur les principes suivants:

- conservation de la masse, de la vitesse acquise et de l'énergie,
- cinétique des processus,
- stoechiométrie.

Se reporter par ex. à: O'Kane et al., 1990; Betello et Bergamasco, 1991; Rajar et Certina, 1991; Bragadin et al., 1992; Giovanardi et Tromellini, 1992a; Guidorzi et al., 1992, O'Kane et al., 1992. D'après ces principes, un ensemble d'équations différentielles non linéaires simultanées sont obtenues en fonction des variables d'état choisies. L'élément "Cinétique des processus" fournit certains des termes du deuxième membre des équations chimiques et biologiques, par exemple les taux de croissance et de mortalité spécifiques des populations de plancton et de bactéries. L'expérimentation en laboratoire et sur le terrain est essentielle pour spécifier avec précision leur dépendance à l'égard de fonctions contraignantes comme la température et la lumière. Quand le modèle contient plusieurs sous-systèmes reliés entre eux par des flux de masse dus, par exemple, à l'ingestion et à l'excrétion, les facteurs de conversion stoechiométriques doivent alors être déterminés.

Certaines des variables ci-après doivent toujours être présentes dans un modèle d'eutrophisation:

- débit de rejet de masse des éléments nutritifs à partir des sources ponctuelles et diffuses;
- emplacement des points de rejet;
- biomasse;
- dragage des sédiments riches en éléments nutritifs;
- enfouissement des sédiments riches en éléments nutritifs avec des matières organiques;
- apports biocides, etc.

Des essais sur le thème "que se passe-t-il si...?" peuvent être faits avec le modèle afin d'étayer les décisions du gestionnaire. Si la stratégie de lutte choisie permet d'obtenir la réaction prévue, les hypothèses ou le modèle tiennent bon. Toute divergence entre la réaction prévue et la réaction observée du système trophique nécessite une révision du modèle. Bien entendu, l'approche présentée ici réclame la coopération de nombreux et divers spécialistes et permet de réaliser cette coopération (Fedra, 1988).

## 10. ACTIONS PREVENTIVES ET CORRECTIVES POSSIBLES

Il existe des preuves que, dans certaines zones côtières de la mer Méditerranée, les apports de substances eutrophisantes, notamment de phosphore et d'azote, dépassent la capacité du milieu récepteur.

Comme la mer Méditerranée est dans l'ensemble une mer oligotrophe, de faibles rejets sur les segments ouverts du linéaire côtier, s'ils sont suffisamment espacés, peuvent normalement avoir lieu dans la mer, sans nécessiter un traitement important, au moyen de canalisations sous-marines dotées à leur extrémité de diffuseurs et situées à une profondeur et une distance appropriées de la côte.

Pour les rejets plus importants ou la concentration de plusieurs rejets restreints dans une même zone, notamment quand ils sont situés dans des baies, il est nécessaire de procéder à un traitement supplémentaire ou de prendre d'autres mesures de réduction des apports d'éléments nutritifs, comme par exemple la réutilisation des eaux usées, le recyclage dans l'aquaculture.

Le type de traitement et de dispositif d'élimination dépend des apports globaux et de la capacité réceptrice du milieu (pour des lignes directrices pertinentes, voir UNEP/WHO, 1982. Il conviendrait d'en décider au cas par cas, en tenant compte de la charge totale des rejets existants et prévus par rapport aux capacités réceptrices.

Quand des apports importants, véhiculés par les cours d'eau et provenant de sources ponctuelles et diffuses, surchargent les points de rejets le long de la côte, il ne suffit pas de maîtriser ces derniers. Dans ces situations plus complexes, comme en mer Adriatique Nord, il est essentiel de procéder à des interventions supplémentaires pour réduire la charge terrigène d'éléments nutritifs.

Les étapes fondamentales du processus de prise de décision lors de la planification stratégique et politique ne peuvent être franchis que grâce à l'amélioration des connaissances acquises par la recherche, l'évaluation et la surveillance.

La définition des stratégies d'intervention les plus appropriées nécessite une évaluation préliminaire de la rentabilité, dans le cadre d'une analyse globale du rôle des différents facteurs se rapportant à l'origine, au transport et à la dispersion des éléments nutritifs. L'analyse des sources ponctuelles (effluents urbains et industriels), des sources diffuses (érosion linéaire et diffuse, ruissellement entraînant les engrais, etc.), des mécanismes de transport et de diffusion, ainsi que des processus biologiques et écologiques régis par les conditions météorologiques, hydrologiques et hydrochimiques, est d'une complexité croissante.

S'il s'agit de maîtriser l'eutrophisation, une évaluation initiale est requise pour déterminer quelles substances nutritives favorisent avant tout la croissance des algues, et lesquelles tendent à limiter celle-ci. La recherche doit aussi identifier tous les facteurs concurrents (circulation limitée de l'eau, déséquilibres au sein de la chaîne alimentaire, etc) et les moyens par lesquels certains de ceux-ci pourraient être corrigés.

Ces éléments d'information doivent être tirés d'une investigation exhaustive du système. Un programme fiable de surveillance continue et l'analyse par des experts des données recueillies fourniront la base ultime pour décider des mesures à prendre.

Dans le cas des zones marines côtières, où les organismes intervenant dans l'eutrophisation sont avant tout phytoplanctoniques, l'action corrective la plus efficace consistera à réduire le facteur limitant la croissance. Autour de la Méditerranée, les situations d'eutrophisation dépendent, en ce qui concerne la limitation de la croissance, de l'azote ou du phosphore, ou des deux à la fois. La limitation par l'azote est susceptible d'être la condition prévalant dans les eaux du large, une limitation prévalante par le phosphore a été identifiée dans le nord-ouest de l'Adriatique. Ces deux facteurs sont apportés par les rejets d'eaux usées qui atteignent la mer directement ou par l'intermédiaire des cours d'eau.

La situation dans les lagunes et les deltas diffère de celle des zones côtières ouvertes. Ces systèmes se caractérisent dans la plupart des cas par des eaux saumâtres, peu profondes, n'ayant qu'une communication restreinte avec le large; ils sont souvent affectés par une accumulation envahissante de macroalgues (principalement des ulvacées). Ici, l'eutrophisation résulte généralement d'un afflux excessif d'éléments nutritifs (composés azotés notamment) provenant surtout du drainage des exploitations agricoles. Outre l'aspect trophique, il convient d'accorder l'attention voulue aux structures artificielles (aménagements portuaires, docks, jetées) qui, dans certains cas, isolent des étendues d'eau de la mer et donnent ainsi naissance à une stagnation.

En ce qui concerne les éléments nutritifs, l'arsenal des actions préventives et correctives est relativement vaste. Les possibilités qui s'offrent sont:

- a) L'élimination des éléments nutritifs à la source. Des mesures préventives peuvent être prises pour rationaliser les méthodes de culture utilisées dans l'agriculture; contrôle de la répartition des activités d'élevage sur le territoire; réduction ou remplacement des tripolyphosphates dans les détergents; encouragement à l'adoption de procédés de fabrication n'ayant que peu d'incidences au plan trophique;
- b) réduction des éléments nutritifs dans l'effluent. L'application d'une technologie avancée d'épuration des eaux usées (stations de traitement tertiaire) pour réduire les taux de phosphore et d'azote dans les effluents d'eaux usées est recommandée sur les sites côtiers ou à tous les sites proches de masses d'eau eutrophes;
- c) Isolement des éléments nutritifs des systèmes aquatiques côtiers. Les effluents rejetés par les stations d'épuration peuvent être recyclés dans l'agriculture (irrigation fertilisante) ou transportés par des canalisations sous-marines à des points de déversement éloignés de la côte immédiate.

## 10.1 Elimination des éléments nutritifs à la source

### 10.1.1 Agriculture et élevage

Les mesures qui peuvent être prises dans l'agriculture pour réduire la charge d'éléments nutritifs (composés azotés notamment) sont de caractère préventif et concernent avant tout l'utilisation rationnelle des engrais. Les sortes et les quantités d'engrais devraient être essentiellement ajustées et proportionnées à la nature du sol et aux besoins nutritifs des cultures à effectuer. A cet égard, une approche rationnelle ne réduit pas seulement les pertes d'engrais utiles qui sont lessivés en raison des excédents épandus mais entraîne aussi des profits économiques pour les exploitants agricoles en épargnant la consommation qui n'est pas nécessaire. Un autre moyen important d'amélioration peut être obtenu par l'adoption d'engrais chimiques "à libération lente".

En outre, les systèmes d'irrigation devraient être perfectionnés pour réduire au minimum les pertes par lessivage et érosion. Les pertes dues à l'érosion peuvent être aussi réduites au minimum par diverses méthodes de culture alternée en bandes comme les bandes protectrices d'herbages autour des terres de culture; l'alternance et la rotation systématique des types de culture en bandes adjacentes, etc. Dans les régions vallonnées, il est particulièrement important de labourer et de cultiver transversalement à la pente des terrains et non dans le sens de celle-ci.

Une autre option, radicalement différente, de la simple maîtrise des engrais et du sol, est de choisir une culture "génétiquement améliorée" offrant une plus grande capacité d'assimilation et d'accumulation des éléments nutritifs (lesquels seront donc prélevés du sol plus rapidement et efficacement) ou présentant des besoins moindres en certains éléments nutritifs (permettant ainsi de réduire l'emploi des engrais).

Dans le domaine de l'élevage, des mesures peuvent être prises à la fois pour épurer les eaux usées et pour encourager l'épandage de lisier. L'épuration des eaux usées par un traitement approprié est théoriquement possible mais onéreuse et souvent impraticable en raison du manque de savoir-faire des exploitants quant au fonctionnement des stations

d'épuration. L'épandage est plus facile et largement pratiqué. Si le fumage des terres agricoles est certainement avantageux en raison des substances fertilisantes et organiques qui sont ajoutées au sol, les responsables locaux et régionaux du développement doivent néanmoins éviter des concentrations excessives de bétail sur une superficie donnée, de préférence au stade de la planification, puisqu'un épandage excessif comporte le risque d'entraîner par lessivage les contaminants dans les eaux de surface et par percolation dans les nappes aquifères, et dans le cas d'un épandage excessif continu d'endommager les sols.

### 10.1.2 Détergents

Utilisé sous forme de polyphosphates dans les détergents, le phosphore offre l'avantage d'être un additif relativement bon marché pour renforcer la capacité d'un produit de lessive à ôter la saleté; par contre, il a occasionné de graves problèmes aux écosystèmes aquatiques et continue en fait à le faire. A partir des années 1950, nombreux ont été les chercheurs à montrer combien les cas d'eutrophisation ont commencé à se multiplier au fur et à mesure que l'usage de ces produits de lessive s'est répandu. Sur le front de la prévention, l'élimination des polyphosphates à la source peut s'obtenir en recourant à des substituts qui remplissent la même fonction. La réduction et la substitution des polyphosphates sont déjà effectuées dans de nombreux pays avec l'introduction de nouvelles formulations à bases de zéolites contenant des sels d'acide nitrilotriacétique (ANT) ou des citrates.

### 10.1.3 Industrie

La solution de choix consiste sans aucun doute à adopter des circuits de production qui réduisent ou préviennent la formation de déchets liquides riches en éléments nutritifs. En tous cas, les procédés industriels présentant les plus gros risques sont ceux qui sont liés au traitement des produits alimentaires comme les laiteries, abattoirs, conserveries, brasseries, etc., et les industries de fabrication comme les usines de papeterie et les tanneries. Dans ces cas-là, tous les déchets devraient être traités avant d'être rejetés dans n'importe quelle masse d'eau.

## 10.2 Réduction des niveaux d'éléments nutritifs

### 10.2.1 Stations d'épuration des eaux usées

Il existe divers procédés d'épuration des eaux usées brutes provenant des complexes urbains et industriels. Selon le niveau d'épuration à obtenir, on distingue le traitement primaire (décantation grossière simple et clarification), le traitement secondaire (traitement biologique, oxydation et clarification) et le traitement de pointe ou tertiaire pour réduire très fortement les niveaux de phosphore et d'azote. Le traitement biologique courant réduit de 20 à 25% les niveaux de phosphore et d'azote. Dans le cas du phosphore, on obtient une réduction plus importante par précipitation chimique, en ajoutant des sels d'aluminium et de fer à certains stades du procédé de traitement. Avec les techniques courantes actuelles, on peut facilement obtenir jusqu'à 90% de réduction; si l'on a recours à une technique de pointe, on peut encore gagner 5 à 9%, mais les coûts du traitement sont notablement plus élevés.

L'azote peut être réduit par des méthodes biologiques reposant sur des processus qui se produisent spontanément dans la nature, à savoir la nitrification et la dénitrification. Les méthodes les plus couramment utilisées consistent en une chaîne de processus

séquentiels (aérobie-anoxique, anoxique-aérobie, aération alternée) destinés à modifier l'état d'oxydation de l'azote pour obtenir finalement sa libération sous forme volatile. La technologie de réduction de l'azote est relativement coûteuse et n'est justifiée que si la charge d'azote provenant des zones urbaines représente une fraction substantielle de la charge d'azote totale.

Une méthode biologique un peu différente mais correspondante a également été mise au point pour le phosphore, mais cette technique n'a pas encore fait l'objet d'une adoption généralisée.

### 10.2.2 Autres formes d'épuration

En dehors des méthodes de réduction des éléments nutritifs dans les stations d'épuration conventionnelles, il existe d'autres méthodes disponibles (Merrill, 1991) comme la photoépuration, le lagunage et la fertirrigation, pour réduire la charge d'éléments nutritifs. Elles ne sont en général applicables qu'en aval de la station. Des méthodes de ce genre ont été essayées en bien des parties du monde. Les deux premières reposent sur la capacité de la biomasse végétale en croissance (qu'elle croisse naturellement ou soit introduite comme dans le cas des nénuphars) à absorber des quantités importantes d'éléments nutritifs, et de les soustraire ainsi à la masse d'eau.

La biomasse qui se développe de cette façon dans les lagunes, comme les macroalgues (ulvacées) qui ont souvent tendance à s'amasser dans leurs eaux relativement calmes et/ou peu profondes, doit être ôtée périodiquement pour réduire au minimum le risque d'une nouvelle libération d'éléments nutritifs qui sinon s'accumuleraient dans les bassins par minéralisation en ôtant au procédé sa raison d'être. Parmi les principaux inconvénients qui dissuadent d'adopter une telle solution, on peut citer les coûts de transport des gros volumes de biomasse recueillis, le manque de sites de stockage suffisants et le manque de débouchés pour l'utilisation rationnelle de la biomasse stockée à d'autres fins.

Le compostage et l'utilisation pour le conditionnement du sol sont limités par la teneur élevée en sel des macroalgues marines. Ainsi, la biomasse des nénuphars a été utilisée pour l'alimentation des porcs, pour les systèmes biogaz et pour la pâte à papier. Toutefois, cette plante aquatique par ailleurs hautement rentable présente aussi un risque, en particulier sous les climats chauds, en raison de son potentiel invasif; de fait, les nénuphars sont devenus, dans le monde entier, un fléau des cours d'eau, des lagunes, des réservoirs.

En revanche, dans la fertirrigation, de l'eau partiellement épurée est restituée aux terres agricoles et réutilisée (Rismal, communication personnelle). Outre qu'elle arrose le sol, la fertirrigation sert à recycler l'azote, le phosphore et les matières organiques dans un milieu de cultures (par conséquent, l'épuration des eaux usées de leurs éléments nutritifs serait dans ce cas illogique et improductive). Naturellement, le risque de contamination par des bactéries ou d'autres agents pathogènes (virus, champignons) doit imposer la prudence dans l'utilisation de pareil procédé pour des cultures comme les salades et les fruits; par contre, il n'existe pratiquement aucun risque sanitaire lorsqu'on applique la fertirrigation à d'autres cultures dont les produits sont destinés à être stockés et traités (céréales en général, betterave à sucre. etc.).

### 10.3 Autres moyens d'action

Comme alternative à l'épuration complète des eaux usées, au lagunage et autres procédés, il y a l'option consistant à rejeter les eaux usées urbaines et/ou industrielles au

moyen de canalisations posées sur le fond de la mer vers des eaux plus profondes du large. Cette solution n'est pas recommandée pour les eaux littorales peu profondes et les baies bien abritées où les déchets rejetés peuvent remonter à la surface ou s'accumuler progressivement par suite d'une dispersion insuffisante. Un autre procédé souvent utilisé mais discutable consiste à transporter les déchets solides et/ou liquides par tanker et à les immerger dans les océans, à distance des terres, là où le risque de polluer la côte paraît plus faible.

#### 10.4 Programmes de surveillance

Des programmes de surveillance devraient être instaurés en complément essentiel des interventions. Les programmes de surveillance sont en fait un préalable indispensable à l'évaluation et à la maîtrise de l'évolution des phénomènes, ainsi qu'à l'évaluation de l'efficacité des interventions. Pour leur mise en place, les points suivants sont à prendre en considération:

- les objectifs de surveillance doivent être reformulés d'une manière plus cohérente pour rendre la planification plus complète et efficace (Reuss, 1990);
- il est nécessaire de réaffirmer le rôle crucial de la surveillance des sources de pollution (UNESCO, 1988);
- La première phase essentielle consiste à établir sans l'ombre d'un doute les niveaux de contamination de base, avant de mettre en place des programmes permanents pour certaines zones particulièrement préoccupantes;
- un programme d'assurance qualité des résultats doit non seulement être poursuivi mais renforcé;
- dans le même temps, tous les efforts de recherche qui pourraient concourir aux connaissances générales sur le milieu marin doivent être encouragés afin de favoriser l'optimisation des programmes de surveillance.

Une fois que le phénomène à surveiller ou à étudier a été identifié, il est de la plus haute importance de planifier un programme de surveillance, lequel, tant pour la fréquence dans le temps que pour la répartition et la typologie des échantillonnages dans l'espace sera représentatif de la phénoménologie étudiée ainsi que des mécanismes séquentiels et des effets déclencheurs: en d'autres termes, il est nécessaire d'instaurer un programme exhaustif qui permettra d'appréhender les événements les plus pertinents se produisant au cours du processus. C'est de la bonne interprétation des phénomènes et de leurs implications quant aux incidences au plan environnemental et hygiéno-sanitaire que peut découler la justesse des interventions.

Parmi les grands objectifs qui devraient caractériser les programmes de gestion et de lutte destinés aux zones côtières, il convient de prendre en considération les thèmes suivants:

- Maîtrise des conditions environnementales et de l'état qualitatif de la masse d'eau:
- variations climatiques (Stravisi, 1991; Cacciamani et al., 1992);
- détermination de l'état trophique;
- présence de proliférations d'algues;
- présence de conditions dystrophiques (anoxie des eaux du fond);



- niveaux de pollution;
- présence de microalgues toxiques;
- normes de qualité pour les activités récréatives;
- Evolution des phénomènes à maîtriser au moyen de longues séries chronologiques (voir Penna, 1989; Cescon, 1989; Aertebjerg, 1991; Beukema, 1991; Braun, 1991; Dooley, 1991; Eleftherion, 1991; Heip, 1991; Herman, 1991; Kendal, 1991; Skoidal, 1991):
- tendances des paramètres indiquant l'état trophique (éléments nutritifs, chlorophylle, etc.)
- tendances des polluants classiques (métaux lourds, pesticides, radionucléides, etc.)
- modifications intervenant dans les espèces phytoplanctoniques typiques (Hickel, 1991)
- dynamique de la faune (notamment pour l'écosystème benthique) et de la flore (Hutchinson, 1991; Neiland, 1991)
- évaluation des plans de réhabilitation et validation de l'efficacité
- recherche scientifique appliquée.

Par conséquent, la gestion de la qualité des eaux côtières devrait être tirée d'un programme de surveillance intégré et de la modélisation des processus qui comportera :

- sources ponctuelles et diffuses d'éléments nutritifs;
- transport des éléments nutritifs;
- hydrodynamique des eaux côtières;
- description des processus écologiques et physiologiques déclenchés par une charge excessive d'éléments nutritifs et des phénomènes de dégradation qui en résultent pour le milieu.

#### 10.5 Modèles mathématiques

Outre les programmes de surveillance et la création de bases de données géocentrées, l'utilisation des modèles est essentielle d'une part pour l'analyse de la cohérence des données disponibles et la compréhension des phénomènes, et d'autre part pour la planification et l'évaluation de la rentabilité des politiques de gestion comme:

- maîtrise des sources ponctuelles au moyen de l'épuration et de l'élimination des eaux usées;
- maîtrise des sources diffuses au moyen des techniques de conservation des sols et de la réduction des engrais;
- gestion des eaux intérieures;
- amélioration de la dispersion des éléments nutritifs dans les eaux côtières; réutilisation des eaux usées et recyclage de celles-ci dans l'agriculture.

### 11. MESURES JURIDIQUES NATIONALES ET INTERNATIONALES EXISTANTES

#### 11.1 Mesures juridiques nationales

Cette section n'est pas complète étant donné que seul un petit nombre de Parties contractantes ont communiqué ces renseignements.

## **Espagne**

- La loi relative aux rivages espagnols (1988) visant à:
  - a) définir la portion de côte qui devrait être juridiquement considérée comme domaine public et assurer son intégrité et sa préservation appropriée;
  - b) garantir l'usage public de la mer, des rivages et de la portion restante du domaine public côtier;
  - c) réglementer l'usage rationnel desdits domaines à des conditions qui répondent à leur nature et à leurs fins et qui respectent le paysage, le patrimoine environnemental et historique;
  - d) obtenir et maintenir un niveau suffisant de qualité de l'eau et des rivages.

La loi relative aux rivages ne réglemente et n'organise cependant pas tous les aspects qui affectent le littoral. La répartition des responsabilités que la constitution espagnole attribue à cet égard aux diverses administrations publiques confie la tâche de l'aménagement du territoire et des villes aux gouvernements régionaux et aux conseils municipaux (Montoya, 1991).

## **France**

- la loi du 2 mai 1930 relative à la protection des sites (Coulet, 1990);
  - la loi du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution: elle concerne les divers aspects de l'eau et la lutte contre la pollution grâce à la procédure des autorisations de rejet; elle vise en outre, grâce à la perception par les agences des eaux de taxes imposées aux pollueurs, à financer l'équipement de lutte antipollution;
  - la loi du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature;
  - la loi du 19 juillet 1976 relative aux installations classées en vue de la protection de l'environnement attribue à l'administration un pouvoir de police afin de lutter contre les dommages provoqués par les installations polluantes, notamment industrielles;
  - le décret du 25 novembre 1977 relatif à la protection des biotopes;
  - la loi du 7 janvier 1983 relative aux plans de développement en vue de mettre en oeuvre des politiques fondamentales de protection, d'exploitation et d'amélioration du littoral;
  - la loi du 3 janvier 1986 relative au littoral instaure des règles pour la protection des zones encore épargnées par les installations;
- Le décret du 25 avril 1988 relatif aux parcs naturels régionaux.  
De plus, des dispositions spéciales ont été adoptées concernant les produits provenant de l'exploitation des lagunes. Plusieurs textes définissent les conditions de leur expédition ou de leur vente à la consommation (décret du 20 août 1939, modifié par le décret du 12 juin 1969, ordonnances du 20 octobre 1976 et du 21 décembre 1979).

## **Italie**

- La loi énonçant des normes pour la prévention de la pollution de l'eau (loi Merli) du 10 mai 1976, n. 319 (Journal Officiel n. 141 du 29 mai 1976) qui concerne:
  - la réglementation des effluents de toute nature, publique ou privée, directe ou indirecte, dans les eaux de surface et de subsurface, intérieures ou marines;
  - la formulation des critères généraux pour l'utilisation et le rejet des eaux en relation avec l'urbanisation;

- l'organisation des services public de distribution de l'eau, des égouts et de l'épuration des eaux;
- la formulation d'un plan général de réhabilitation de l'eau;
- la surveillance systématique des caractéristiques qualitatives et quantitatives des masses d'eau;
- les règles en matière de protection de la mer (prévention et protection des ressources marines). La loi du 31 décembre 1982 n.470 (Journal Officiel ordinaire, supplément n.16, 18 janvier 1983) qui concerne:
  - l'organisation d'un service de protection du milieu marin et de contrôle des eaux côtières;
  - l'organisation d'un service d'intervention d'urgence pour la protection des eaux marines et des zones côtières contre la pollution causée par des accidents;
  - des sanctions pénales en cas de rejet par les navires de substances interdites;
  - la création de réserves marines;
  - des dispositions urgentes pour la protection de zones d'un intérêt écologique particulier. Le décret du 27 juin 1985, converti en loi du 8 août 1985, n. 431, relative à la protection des zones côtières (Journal Officiel n.152, 29 juin 1985). Les gouvernements régionaux sont instamment priés d'établir des plans d'aménagement urbain et d'occupation des sols en vue de définir et d'exploiter les zones d'un intérêt écologique particulier.
- Des dispositions urgentes pour la maîtrise des phénomènes d'eutrophisation. Le décret du 25 novembre 1985, n. 667, converti en loi du 24 janvier 1986, n.7, relative à la limitation des apports d'éléments nutritifs (Journal Officiel n.277, 25 novembre 1985). La loi pour la réduction de l'eutrophisation d'origine anthropique des mers et des lacs sur la base de normes visant à réduire le phosphore et d'autres substances eutrophisantes rejetées par des collectivités, des activités agricoles et industrielles, et à promouvoir la construction et l'exploitation des stations d'épuration.
- La création du ministère de l'Environnement et des réglementations relatives aux dommages occasionnés à l'environnement. La loi du 8 juillet 1986, n. 349 (modifiée par la loi 305 du 28 août 1989) (Journal Officiel n. 162, 15 juillet 1986). Le ministre a pour objet d'assurer, dans un cadre d'ensemble, la promotion, la conservation et la réhabilitation des conditions de l'environnement essentielles aux intérêts fondamentaux de la collectivité et à la qualité de la vie. De plus, le ministère doit veiller à la préservation et à la gestion du patrimoine naturel national et à la protection des ressources naturelles contre la pollution.
- Les dispositions visant à remplir les obligations découlant de l'appartenance de l'Italie à la CEE. La loi du 29 décembre 1990, n. 428 (Directive CEE /1990 -rubrique 12 "protection de l'environnement" (Journal Officiel n.10, 12 janvier 1991) concernant:
  - la réhabilitation et la conservation de la qualité de l'environnement en vue de protéger les intérêts fondamentaux de la collectivité, la qualité de la vie, la conservation et la valorisation des ressources naturelles au moyen de:
    - mesures visant à la protection de la santé et de l'environnement
    - mesures visant à la surveillance et à la maîtrise de l'environnement
    - mesures visant à la prévention et à la réparation des dommages occasionnés à l'environnement
    - mesures visant à l'élimination et au recyclage des substances polluantes.

Pour une bibliographie détaillée, voir la publication conjointe CISDCE/MAE, 1991, et Capria 1988.

## Turquie

La loi sur l'environnement de 1983 est un cadre législatif tenant compte de l'ensemble de l'environnement. Elle constitue la base de toute une série de règles visant à lutter contre la pollution de l'air et de l'eau, à limiter le bruit et les déchets solides. Elle énonce le principe du "pollueur-payeur" et prévoit la mise en place d'un Fonds pour l'environnement qui percevra les taxes écologiques imposées aux industries en fonction des risques qu'elles représentent. Un certain pourcentage des amendes versées pour les rejets polluants sera alloué au Fonds et aux municipalités. La loi ne vise pas seulement à prévenir et à éliminer la pollution mais à prévoir la gestion des biens naturels et historiques en vue de les préserver pour les générations futures.

Les principaux éléments de la législation sur l'environnement portant sur la pollution marine sont:

- Réglementation de 1985 sur le Fonds pour la prévention de la pollution
- Réglementation de 1988 sur la lutte contre la pollution de l'eau
- Réglementation de 1991 sur la maîtrise des déchets solides
- Réglementation de 1993 sur la maîtrise des produits et substances chimiques dangereux
- Réglementation de 1993 sur l'étude d'impact sur l'environnement
- Loi de 1993 portant modification de la loi sur les recettes des municipalités (Taxes de propreté)

### 11.2 Mesures juridiques internationales

On peut trouver des renseignements sur les directives de l'UE en matière d'environnement dans Capelli et Friz (1987). Plus récemment, les directives ci-après ont été émises:

- Directive du Conseil du 12 décembre 1991 concernant la protection des eaux contre la pollution causée par les nitrates d'origine agricole (Journal Officiel des Communautés européennes No L375/3-31/12/91).

Cette directive a pour objet:

- de réduire la pollution des eaux causée ou induite par les nitrates d'origine agricole;
- et de prévenir à l'avenir cette forme de pollution.

Les Etats membres sont tenus:

- d'identifier les masses d'eau polluées
- de désigner comme zones vulnérables tous les bassins hydrographiques contribuant à la pollution.

La directive prescrit également un certain nombre de mesures que les Etats membres doivent prendre pour mettre sur pied des programmes d'action visant à améliorer les pratiques agricoles, de prendre des mesures supplémentaires et de renforcer les actions en vue de répondre aux objectifs de la directive.

- Directive du Conseil du 21 mai 1991 concernant l'épuration des eaux usées urbaines (Journal Officiel des Communautés européennes No L 135/40-30/5/91).

Cette directive concerne la collecte, le traitement et le rejet des eaux usées urbaines ainsi que le traitement et le rejet des eaux usées provenant de certains secteurs industriels.

La directive a pour objet de protéger l'environnement contre les effets néfastes des rejets d'eaux usées susmentionnés.

## 12. JUSTIFICATION DE L'INSTAURATION DE MESURES ANTIPOLLUTION

Pour instaurer des mesures antipollution visant à réduire les phénomènes d'eutrophisation, il est essentiel de convenir des points suivants:

- (a) le phénomène connu sous le nom d'eutrophisation affecte, à un degré plus ou moins important, de nombreuses zones côtières du pourtour de la Méditerranée, en particulier dans les bassins peu profonds et entourés par les terres;
- (b) les causes en sont les rejets dans les eaux côtières, directement ou par l'intermédiaire des bassins hydrographiques, de substances terrigènes, principalement des éléments nutritifs (phosphore, azote, etc.) et de matières organiques biodégradables contenant des éléments nutritifs;
- (c) les effets d'épisodes intenses, même temporaires, occasionnent souvent une mortalité massive des organismes marins par l'anoxie et la production consécutive de H<sub>2</sub>S toxique, et une odeur nauséabonde des eaux et rivages due à la décomposition des matières, compromettant ainsi gravement les usages légitimes de la mer en raison de la menace pesant sur les ressources biologiques et le patrimoine naturel, y compris les ressources génétiques et les valeurs d'agrément et esthétiques;
- (d) il est largement démontré, au plan scientifique, que l'eutrophisation gagne en extension et en intensité dans certaines zones, ce qui pourrait menacer l'équilibre naturel de vastes régions de la mer Méditerranée;
- (e) il existe néanmoins des lacunes manifestes dans la connaissance scientifique des importants processus physiques, chimiques et biologiques qui régissent l'intensité du phénomène dans les diverses zones;
- (f) il existe déjà des méthodes de réduction de l'intensité et de l'extension du phénomène grâce à une analyse correcte des options politiques et au recours à des mesures juridiques, techniques et autres envisagées notamment dans le cadre du Plan d'action pour la Méditerranée.

## 13. ACTIONS RECOMMANDÉES

### 13.1 Surveillance continue

Il s'impose absolument d'étendre le volet "surveillance continue" du programme de surveillance continue et de recherche en matière de pollution de la mer Méditerranée (MED

POL - Phase II), mené dans le cadre du Plan d'action pour la Méditerranée, afin d'y englober les zones présentant des signes manifestes d'eutrophisation, les apports de substances eutrophisantes, les paramètres et variables physiques, chimiques, biologiques cités dans les lignes directrices. En procédant à cette extension, il convient de veiller à la pertinence de l'évaluation et des mesures prises.

De plus, la surveillance continue et la recherche concernant l'eutrophisation, qu'elles soient en cours d'exécution ou prévues, doivent s'épauler étroitement pour leur profit mutuel.

### 13.2 Evaluation de l'état actuel

Il est proposé qu'une évaluation détaillée de l'état et de l'ampleur de l'eutrophisation en mer Méditerranée soit établie par région, l'accent étant mis sur la surveillance des zones côtières.

L'évaluation écologique de l'état et de l'ampleur de l'eutrophisation nécessite une investigation de la structure et de la diversité des communautés marines où devraient être pris en considération les différents compartiments du plancton et du benthos, et où serait indiquée l'activité à différents niveaux: espèces, populations et communautés.

### 13.3 Inventaire des sources de pollution à terre

Il est d'une nécessité urgente de réaliser une enquête et d'établir un inventaire géocentré des sources à terre devant être rattachées au programmes de surveillance.

En établissant cet inventaire des sources terrestres de pollution en mer Méditerranée, il conviendrait de centrer spécialement l'attention sur les substances responsables d'eutrophisation et, si possible, sur les effets qu'elles produisent autour des sites de rejet.

### 13.4 Action scientifique

Il est nécessaire de compléter les efforts de surveillance et d'évaluation déjà en cours et de fournir aux scientifiques les informations requises pour la modélisation et les politiques de lutte, en menant des recherches spécialement axées sur les objectifs ci-après:

- (a) Facteurs régissant le processus d'eutrophisation;
- (b) Structure et fonction des écosystèmes eutrophes et hydrodynamique correspondante pour servir de base à la détermination de leurs capacités réceptrices de substances eutrophisantes;
- (c) Classification des stades et degrés de l'eutrophisation sur la base de paramètres quantitatifs;
- (d) Investigation des processus de restauration des écosystèmes qui ont été modifiés par l'anoxie et la mortalité dues à l'eutrophisation;
- (e) Mise au point des méthodes scientifiques requises, notamment pour les programmes de surveillance et d'évaluation écologique.

Il est recommandé que l'analyse des politiques en matière d'eutrophisation soit renforcée pour tenir compte des facteurs socio-économiques, juridiques et politiques

complexes qui retentissent sur la perception du problème et ses solutions possibles. Se reposer sur les seuls instruments juridiques, comme le Protocole relatif à la pollution d'origine tellurique, peut dans certains cas s'avérer un moyen inefficace de gérer les ressources marines de libre accès et relevant du domaine public dans les diverses parties de la Méditerranée.

Il est aussi recommandé qu'une approche centrée sur les problèmes soit poursuivie en abordant des cas concrets d'eutrophisation d'origine anthropique.

La modélisation mathématique devrait être utilisée comme moyen:

- (a) de coordonner les travaux d'équipes pluridisciplinaires de spécialistes en physique, chimie, biologie pour l'interprétation du phénomène;
- (b) d'améliorer la conception et le fonctionnement des réseaux de surveillance;
- (c) de tester les techniques de lutte.

Toutefois, la modélisation mathématique ne devrait pas être considérée comme un substitut à l'approche scientifique; au contraire, un programme intégré de collecte de données, d'expérimentation sur le terrain et en laboratoire et de modélisation abordant des questions spécifiques et concrètes est le meilleur moyen d'aller de l'avant.

## Appendice I

### MESURES DE LA BIOMASSE

Il n'y a pas lieu ici d'aborder des questions méthodologiques sur la façon de mesurer la biomasse dans le milieu marin. Le lecteur trouvera des informations pertinentes dans plusieurs manuels. Néanmoins, il paraît opportun de fournir quelques indications sur les notions de mesure des courants, puisqu'une compréhension de cette question est capitale pour des raisons à la fois théoriques et pratiques.

Parmi les problèmes afférents à mentionner, il y a ceux concernant, par exemple, la concordance, la comparabilité et l'interprétabilité des données recueillies, ce qui implique plusieurs éléments: a) signification statistique d'un seul échantillon; b) variabilité des répliques; c) variabilité des environnements; d) cohésion des données sur de vastes segments spatiaux (qui sont homogènes, ou hétérogènes, ou caractérisés par des gradients); e) variabilité en fonction du temps sur la même unité spatiale.

Ces points sont valables pour l'ensemble des mesures, que les entités biologiques étudiées soient le phytoplancton, les macrophytes, la faune benthique, le poisson, les bactéries ou d'autres.

Il convient en outre de remarquer qu'aucune des diverses mesures énumérées ci-dessous ne constitue une expression parfaite de la biomasse. De fait, la biomasse proprement dite n'est pas mesurable. La biomasse ne peut être interprétée que d'après des mesures de substitution d'une qualité et d'une comparabilité variables. En raison de la capacité restreinte d'analyse (que ce soit au plan de l'instrumentation, du personnel et des ressources logistiques), les mesures effectives sont souvent réduites à quelques constituants, d'autres sont estimées indirectement en recourant à des facteurs de conversion, ce qui peut ou non se justifier à la lueur des connaissances présentes. Il est à noter que la simple conversion d'une dimension en une autre n'ajoute pas de nouvelles informations. Par conséquent, l'utilisation sans examen critique de données converties peut induire en erreur.

On donne ci-après quelques aperçus sur les types de mesure les plus courants et les notions correspondantes:

- (a) Mesures grossières
  - (i) Dénombrements et volume de la biomasse
  - (ii) Poids humide et poids sec total
- (b) Mesures de substitution
  - (iii) Pigments
  - (iv) Composition élémentaire (COP, AOP, POP)
  - (v) ATP
  - (vi) Constituants biochimiques

Les méthodes classiques de quantification de la biomasse sont le dénombrement des spécimens par espèce trouvés par unité de volume ou de superficie. Cela présuppose, naturellement, une identification des espèces, laquelle soulève avant tout un problème taxinomique réclamant de l'expérience. La compétence taxinomique va en diminuant parmi les spécialistes de biologie aquatique; néanmoins, il existe de par le monde, dans les divers domaines de la taxinomie, des spécialistes qu'il convient de contacter en cas d'incertitude.



a) Plancton et bioseston

Une pratique courante pour estimer le volume de phytoplancton partiel par espèce consiste à multiplier le nombre de cellules ou colonies relevé par ml (ou l, ou m<sup>3</sup>) par les estimations du volume de l'unité cellulaire ou de la colonie pour chaque espèce. Le volume de l'unité cellulaire est obtenu par des approximations géométriques (simples ou composites) de la forme cellulaire (sphérique, ellipsoïde, cylindrique, conique, etc.). Les unités de mesure sont "u<sup>3</sup>" (10<sup>-9</sup> mm<sup>3</sup> ou 10<sup>-12</sup> cm<sup>3</sup>). Les dénombrements sont effectués à l'aide des techniques d'Utermöhl (microscope inversé). Le volume total de phytoplancton est alors obtenu en faisant la somme de tous les volumes d'espèces partiels. Les volumes totaux sont de l'ordre du cm<sup>3</sup>/m<sup>3</sup> (approximativement g/m<sup>3</sup> de poids humide).

Le poids sec est obtenu par des mesures gravimétriques d'aliquotes d'échantillon de phytoplancton lavé et filtré ou centrifugé de volume total connu, séché à 105EC, et de la teneur en cendre de l'échantillon incinéré à 450EC à poids constant.

Il y a plusieurs limitations grevant ces trois estimations fondamentales de la biomasse. Une grande incertitude entourant les estimations du volume tient au recensement correct ou non de toutes les espèces constituant l'échantillon et du nombre effectif de leurs spécimens au sein de celui-ci. Les espèces à forte flottabilité (comme de nombreuses cyanobactéries), et les espèces très petites (picoplancton) donnent facilement lieu à des sous-estimations. Une autre source d'erreur est l'importante variabilité du nombre de cellules dans les espèces formant des colonies. Les estimations du poids sec et de la teneur en cendre peuvent être affectées par plusieurs faits conjecturels. A la différence des cultures de laboratoire en lots dont la composition en espèces est connue, les échantillons naturels sont pour la plupart des mélanges de phytoplancton actif et inactif, de cellules moribondes ou plus ou moins en décomposition, de détritits organogènes, et de turbidités minérales de diverse nature. La séparation de ces constituants est pratiquement impossible; il s'ensuit que les mesures obtenues ont trait au seston et non au phytoplancton.

La chlorophylle "a" est le pigment de référence le plus important puisqu'on le retrouve dans tous les organismes photo-autotrophes. Les autres chlorophylles se limitent à certaines classes, de même qu'une grande variété de pigments supplémentaires connus sous les désignations collectives de xanthophylles, phycobilines et carotènes. Par exemple, la lutéine se rencontre dans les chlorophycées, les chrysophycées et les rhodophycées; la myxoxanthophylle est un pigment constitutif des cyanobactéries; les phycobilines se limitent aux cyanobactéries et aux rhodophycées; la péridine et d'autres xanthophylles sont présentes dans les dinophycées, la fucoxanthine et d'autres dans les diatomées et les phaeophycées, etc. Les carotènes sont moins spécifiques de classes.

La méthode d'analyse pour la détermination de la chlorophylle est bien établie, et cette détermination de la chlorophylle est entrée désormais dans la pratique de routine. Les valeurs relevées varient de 0 à plus de 200 mg/m<sup>3</sup>. Néanmoins, les mesures de la chlorophylle ne sont pas exemptes de difficultés. Hormis la variation diurne et saisonnière de la chlorophylle selon la cellule, l'espèce et l'origine, l'extraction par l'acétone (couramment utilisée) marche bien pour certains groupes d'algues, mais elle est souvent incomplète pour certaines espèces de chlorophycées. En outre, la présence de produits de dégradation (phaeophytine) peut fausser les valeurs.

Les pigments accessoires sont plus difficiles à mesurer en pratique de routine. En océanographie, un complexe est souvent mesuré sous le terme de SPU, mais on manque beaucoup de renseignements systématiques sur les pigments accessoires.

La détermination respective du carbone, de l'azote et du phosphore organiques particulaires (COP, AOP, POP) est relativement facile et se prête à des mesures de routine. COP, AOP et POP sont des termes opérationnels et, en tant que mesures, on trait au matériel organique sestonique biogène total (filtrable sur millipores). Le seston organique biogène entre dans la chaîne alimentaire (zooplancton, organismes détritivores), il est décantable (par sédimentation), minéralisable (par autolyse et activité bactérienne), et sa consommation d'oxygène potentielle peut être estimée d'une manière assez fiable.

Acide adénosine-triphosphorique (ATP). L'ATP n'est décelé en pratique que dans les cellules vivantes, et il représente une mesure de l'énergie biodisponible stockée et, partant, de la biomasse active. Le rapport entre le carbone cellulaire organique et l'ATP est assez constant chez les organismes unicellulaires et pluricellulaires (bactéries, phytoplancton, zooplancton), variant autour de 265. Par conséquent, l'ATP n'est pas une mesure spécifique du phytoplancton, mais si la majeure partie du zooplancton peut être filtrée et que la teneur en bactéries est faible par rapport à celle du phytoplancton, il donne une mesure assez fiable du carbone organique particulaire actif (COPa) chez le phytoplancton, même en présence de quantités élevées de COP détritique.

Principaux constituants biochimiques. Les renseignements concernant la composition biochimique de la matière sestonique sont importants pour évaluer sa valeur nutritionnelle. Il existe un grand nombre de constituants biochimiques, comme les protéines, les hydrates de carbone, les lipides, les acides aminés, l'ARN, l'ADN, etc., qui peuvent être mesurés directement au moyen de méthodes standard d'analyse biochimique. Les protéines totales sont souvent estimées indirectement à partir de l'AOP au moyen d'un facteur de 6,25. Le carbone dans les protéines tourne autour de 3,3 AOP. Les hydrates de carbone (présents sous forme de substances assimilées et de produits de stockage, de constituants des parois cellulaires (fibres brutes) et d'involucre gélatineux de cellules ou de colonies) et les lipides sont estimés par différence. Cependant, la composition respective de ces principaux compartiments dépend d'un certain nombre de facteurs : spécificité d'espèce, âge, phase d'activité, conditions nutritionnelles, etc., et elle peut donc varier largement. C'est pourquoi il convient d'être prudent dans l'interprétation des estimations indirectes.

En dehors des constituants précités, les connaissances et les mesures concernant d'autres composés biochimiques, comme les toxines produites par les algues, ont revêtu ces dernières années un intérêt pratique croissant. Ce domaine est en plein essor (cf. chapitre 3.6).

b) Macrophytes et macroalgues

Bon nombre des remarques qui précèdent s'appliquent aussi à ces catégories, bien qu'avec des variations dans les méthodes et dans l'importance respective. De plus, l'évaluation quantitative des macroalgues et des macrophytes est plus difficile - et de loin - que celle du phytoplancton, si bien que les chiffres correspondants sont entachés de davantage d'incertitudes.

c) Zooplancton, necton et faune benthique

L'évaluation de la biomasse du zooplancton typique (comme *Calanus*, par ex.) suit des principes similaires à ceux exposés pour le phytoplancton, sauf bien sûr qu'il n'existe pas de pigment, comme la chlorophylle, qui soit commun à toutes les espèces constitutives et susceptible de servir de moyen de quantification approximative du zooplancton présent.

Le macronecton, comme les cnidaires nectoniques (méduses), etc., et le vaste ensemble de la faune benthique nécessitent de recourir à des techniques spéciales qui n'entrent pas dans le cadre du présent rapport. Pour l'évaluation de la biomasse du poisson pélagique, en revanche, les techniques de sonar ont permis d'obtenir des chiffres fiables.

#### 14. REFERENCES

- Abboud-Abi Saab, M. (1990). Variations quotidiennes des populations phytoplanctoniques durant une période automnale en un point fixe de la côte libanaise. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 32(1):204
- Abboud-Abi Saab, M. and M.T. Kassab (1992). Influence de la dilution fluviale sur la dynamique des populations phyto-et nanoplanctonique dans les eaux libanaises. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:243
- Abdel-Moati, A., A.I. Beltagy and M.H. El-Mamoney (1988). Chemistry of Lake Burullus 1 - Changes in nutrients chemistry between 1970 and 1987. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):68
- Abdel-Moati, A., A.I. Beltagy and M.H. El-Mamoney (1990). Nutrient balance and biomass/productivity interrelations in the coastal lagoon Lake Burullus, Egypt. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 32(1):69
- Aboul Kassim, T.A., N.M. Dowidar, F.E. El-Nady and A.R. Abdel-Moati (1992). Adenosine triphosphate (ATP) and chlorophyll *a* biomass as eutrophication indices in one of the most polluted basins of Alexandria coastal waters, Egypt. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.785-798
- Acres, J. and J.S. Gray (1978). Paralytic shellfish poisoning. *Can.Med.Assoc.J.*, 119:1195-1197
- Aertebjerg, G. (1991). Long term data sets in Danish marine stations. *In*: Proceedings of the Workshop on long term data sets in european marine stations: Assessing the Biological Consequences of Global Change. (Blanes, Spain, May, 27-29, 1991)
- Aertebjerg, G. and J. Borum (1984). Exceptional phytoplankton occurrences and related events in Danish waters 1981-83 ICES (Copenhagen) CM/B8, 10
- Agertur (1992). Osservatorio Turistico Regionale. Consuntivo Stagionale Turistico 1992 in Emilia Romagna. Rapporto Agertur- Rimini, pp.1-105
- Agnelli Foundation (1991). XXI Secolo. Abitare il Mediterraneo. Anno III, 1(5), pp.1-24
- Aguilar-Santos, G. and M.S. Doty (1968). Chemical studies on three species of the marine algal species *Caulerpa*. *In*: Drugs from the Sea, edited by H.D. Freudenthal. Washington D.C. Marine Technical Society
- Akiba, T. and Y. Hattori (1949). Food poisoning caused by eating Asari (*Venerupis semidecussata*) and oyster (*Ostrea gigas*) and studies on the toxic substance, Venerupin. *Japan J.Exptl.Med.*, 20:271

- Alam, M., N.M. Trieff, S.M. Ray and J.E.Hudson (1975). Isolation and partial characterization of toxins from the dinoflagellate *G. breve*. *J.Pharmac.Sci.*, 64:865-867
- Alam, M., Y. Shimizu, M. Ikawa and J.J. Sasner (1978). Rein vestigation of the toxin from *Aphanizomenon flos-aquae* by high performance chromatographic method. *J.Environ.Sci.Health*, A13:493-499
- Alam, M., C.P. Hsu and Y. Shimizu (1979). Comparison of toxins in three isolates of *Gonyaulax tamarensis*. *J.Phycol.*, 15:106
- Alberotanza, L., L. Carbognin, C. Ramasco and G. Taroni (1992). Qualità delle acque della laguna di Venezia. Sintesi delle caratteristiche del bacino centrale. *Atti del 9°Congresso A.I.O.L.* (S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990) pp.55-62
- Aldrich, D.V., S.M. Ray and W.B.Wilson (1967). *Gonyaulax monilata*: population growth and development of toxicity in cultures. *J.Protozool.*, 14:636-639
- Aleffi, F., G. Brizzi, D. Del Piero, F. Goriup, P. Landri, G. Orel and E. Vio (1992). Macro and meiobenthic responses to oxygen depletion in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea, Italy). Preliminary results. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:343
- Allen, B.A. and E.Y. Dawson (1969). Production of antibacterial substances by benthic tropical marine algae. *J.Bacteriol.*, 79:459-460
- Ammazzalorso, P., M. Ercolessi, G. Giorgi, I. Trotta, F. De Rosa and P. Grassini (1991). Indagine sulla presenza di *Dinophysis* e tossina liposolubile DSP in molluschi ed acque di mare adibite alla molluschicoltura in provincia di Pesaro, nell'estate 1990. *Igiene Moderna*, 96(2):142-172
- Anderson, D.M. and A.W. White (eds) (1989). *Toxic Dinoflagellates and Marine Mammals Mortalities*. Proceeding of an expert consultation held at Woods Hole Oceanographic Institute, May 8-9, 1988
- AOAC (Association of Official Analytical Chemists ed.) (1970). *Official Methods of Analysis. Paralytic Shellfish Poison*, 11th edit., Washington DC, 20044, 305 p.
- Aral, N. (1992). Hydrological budget and the role of Lake Nicea to the pollution of the Gemlik Bay (now called "Lake Iznik). In: *Marine coastal eutrophication*, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.719-726
- Arculeo, M., M.P. Sparla, G. D'Anna, C. Pipitone and S. Riggio (1990). Dati sulla pesca a strascico nel Golfo di Gela (Sicilia Sud Occidentale). *Natural.Sicil.*, S. IV, XIV (3-4):39-55
- Artegiani, A., A.Solazzi, C. Tolomio, M. Marzocchi, P. Favero and F. Cavolo (1979). Parametri fisico-chimici e fitoplancton in una stazione a Sud del Conero (Zona di ripopolamento). *Conv. Sc. Naz. P.F. Oceanografia C.N.R.*, 5/3/1979 Roma, pp.107-122
- Artegiani, A., R. Azzolini, M. Marzocchi, M. Morbidoni, A. Solazzi and F. Cavolo (1985). Prime osservazioni su un "bloom" fitoplanctonico lungo la costa marchigiana nell'anno 1984. *Nova Thalassia*, 7, Suppl. 3:137-142

- A.S.A.E. (1979). Agricultural Engineers Yearbook. Amer. Soc. Agric. Engineers, St. Joseph, Michigan
- Aubert, M. (1988). Théorie général de l'eutrophisation. *In*: UNESCO Reports in Marine Sciences 49, edited by J. Stirn. Report and Proc. Scientific Workshop, Bologna, Italy, 2-6 March 1987, pp.91-94
- Aubert, M. (1990). Mediators of microbiological origin and eutrophication phenomena. *Mar.Pollut.Bull.*, 21:24-29
- Aubert, M. (1992). Sanitary consequences of eutrophication and related ecological disequilibria in the marine environment. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *Sci.Total Environ.*, Suppl. 1992, pp.615-629
- Aubert, M. and J. Aubert (1986). Eutrophie et dystrophie en milieu marin. Phénomènes planctoniques et bactériens. *Rev.Int.Océanogr.Méd.*, 83-84:3-302
- Aubert, M., P.Revillon, J. Aubert, G. Leger, C. Draï, A. Arnoux and C. Diana (1990). Mers d'Europe. Etudes hydrobiologiques, chimiques et biologiques. 3° Tome: transfert de polluants entre la mer Noire, la mer de Marmara et la mer Egée. *Rev.Int.Ocean.Méd.*, 100 p.
- Auerbach, P.S. (1988). Clinical therapy of marine envenomation and poisoning. *In*: Handbook of natural toxins, edited by A.T. Tu. Marine Toxins and Venoms, Dekker, 3:493-565
- Autorità per l'Adriatico (1992). Eutrofizzazione e mucillagine nell'Adriatico Nord Occidentale. I risultati del piano di monitoraggio promosso dal Segretario Generale dell'Autorità per l'Adriatico - Commissario "ad acta" (A. Rinaldi , ed.), pp.1-22
- Axiak, V., M. Bajada, J. Dimech, V. Gauci, G. Grima, J. Muscat and S. Pisani (1992). Eutrophication monitoring in Malta (Central Mediterranean). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:166
- Ayres, P.A. and M. Cullum (1978). Paralytic shellfish poisoning. An account of Investigations into mussel toxicity in England 1967-1977. *Fisheries Research Technical Report No. 40*. Ministry of Agriculture Fisheries and Food. Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, pp.1-23
- Baden, D.G. (1988). Public health problems of red tides. *In*: Marine toxins and venoms, edited by A.T. Tu. Handbook of Natural Toxins. New York and Basel. Marcel Dekker, Inc., 3:259-277
- Baden, D.G. and T.J. Mende (1982). Toxicity of two toxins from the Florida red tide dinoflagellate (*Ptychodiscus brevis*). *Toxicon*, 20:457-461
- Bagnis, R., F. Berglund, P.S. Elias, G.J. Van Esch, B.W. Halstead and K. Kojima (1970). Problems of toxications in marine food products. 1. Marine biotoxins. *Bull.WHO*, 42:69
- Bagnis, R., M. Letourneux and S. Thevenin (1974). Quelques aspects biochimiques des intoxications par poissons vénéneux à Tahiti. *Rev.Int.Océanogr.Méd.*, 35-36:225

- Balci, A., F. Kucuksezgin, A. Kontas and O. Altay (1994). Eutrophication in Izmir Bay, Eastern Aegean. *Pressenius Envir.Bull.*, Basel-Switzerland. 3:627-632
- Ballantine, D. and B.C. Abbott (1957). Toxic marine flagellates: their occurrence and physiological effects on animals. *J.Gen.Microbiol.*, 16:274
- Balle Cruelas, P. (1965). Note sur des floraisons anormales de Diatomées au large des îles Baléares. *Rapp.P.-V. Réun.CIESM*, 18(29):371-372
- Balopoulos, E. and N. Friligos (1986). Transfer mechanisms and nutrient enrichment in the Northwestern Aegean Sea: Thermaikos Gulf. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:134
- Barbanti, A., F. Frascari, D. Paltrinieri and G. Rosso (1992a). Transport of nutrients in rivers: investigations on the Po River (Italy). In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.337-344
- Barbanti, A., F. Frascari, P. Pambianchi and G. Rosso (1992b). Nutrient release from sediments and the role of bioturbation in the Goro Lagoon (Italy). In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.475-487
- Baric, A., I. Marasovic and M. Gacic (1992). Eutrophication phenomenon with special reference to the Kastela Bay. *Chemistry and Ecology*, 6:51-68
- Basturk, O., A.C. Saydam, A. Yilmaz and I. Salihoglu (1988). Distributions of nutrient elements in the Northeastern Mediterranean: physical factors affecting the distribution. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):43
- Basturk, O., A. Yilmaz and C. Saydam (1990). An observation on the occurrence of near-anoxia conditions in the Sea of Marmara. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33(1):46
- Becacos-Kontos, T. (1977). Primary production and environmental factors in an oligotrophic biome in the Aegean Sea. *Mar.Biol.*, 42:93-98
- Belin, C. and J.P. Berthomé (1988). Bilan des perturbations phytoplanctoniques observées sur les côtes françaises en 1986. IFREMER, Nantes
- Belin, C., J.P. Berthomé and P. Lassus (1989). Dinoflagellés toxiques et phénomènes d'eaux colorées sur les côtes françaises: évolution et tendances entre 1975 et 1988. *Hydroécol.*, 1/2:3-17
- Belkhir, M., M. Aubert, J. Aubert and S. Mathonnet (1987). Phénomènes bactériens et planctoniques dans l'eutrophication du Lac de Tunis. *Rev.Int.Océanogr.Méd.*, LXXXV-LXXXVI:39-45
- Bellan, G. (1972). Effects of an Artificial Stream on Marine Communities. *Mar.Pollut.Bull.*, 3(5):74-77
- Ben Rejeb, A. and J. Lemoalle (1986). L'activité photosynthétique du phytoplancton du Lac Ichkeul, lagune mixohaline de Tunisie. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):47

- Bencivelli, S. and N. Castaldi (1991). Studio integrato sull'ecologia della Sacca di Goro. Provincia di Ferrara, 1991 Franco Angeli ed., pp.1-263
- Benzi, A. (1990). La città turistica balneare. Visuali diverse. *Paesaggio Urbano*, Anno I, no. 4-5:9-10
- Bernhardt, H. (ed.) (1978). *Phosphor. Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland*. Verlag Chemie, Weinheim, New York
- Bernstein, A. (1991). Controllo del degrado ambientale della laguna di Venezia e raccolta selettiva delle macroalghe. In: Proceedings of the Meeting on ecological protection of the Adriatic Sea. 1 Ed. Sogesta, (Urbino Italy, February 21-22). pp.169-203
- Berthomé, J.P., C. Belin, P. Lassus and C. Le Baut (1986). Eaux colorées, plancton toxique et cultures marines 2<sup>e</sup> partie. *Equinoxe*, 6:10
- Béthoux, J.P. (1979). Budgets of the Mediterranean Sea, their dependence on the local climate and on the characteristics of the Atlantic waters. *Oceanol.Acta*, 2:157-163
- Béthoux, J.P. (1981). Le phosphore et l'azote en Méditerranée, bilans et fertilité potentielle. *Mar.Chem.*, 10:141-158
- Béthoux, J.P. (1986). Biological fixation of atmospheric nitrogen in the Mediterranean Sea. *Limnol.Oceanogr.*, 31(6):1353-1358
- Betello, G and A. Bergamasco (1991). The multilevel model for studying dynamics of the northern Adriatic Sea. In: Proceedings of the Meeting on ecological protection of the Adriatic Sea. Sogesta, (Urbino Italy, February 21-22), pp.77-88
- Beukema, J.J. (1991). Long-term data sets at the Netherlands Institute for Sea Research. Workshop: Long term data sets in european marine stations Assessing the Biological Consequences of Global Change, Blanes, Spain, May 27-29
- Beverly, S.R. (1985). Management. In: Toxic dinoflagellates, edited by D.M. Anderson, A.W. White and D. Baden. New York. Elsevier/North Holland
- Bialojan, C., J.C. Rüegg and A. Takai (1988). Effects of okadaic acid on isometric tension and myosin phosphorylation of chemically skinned guinea-pig *Taenia coli*. *J.Physiol.*, 398:81-95
- Bisbini, P. (1976). Relazione. In: Fenomeni di eutrofizzazione lungo la costa dell'Emilia-Romagna, a cura del Dipartimento Sicurezza Sociale e Ambiente, Regione Emilia-Romagna ed, pp.15-53
- Blogoslawski, W.J. and R. Neve (1979). Detoxification of shellfish. In: Toxic dinoflagellates blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North Holland
- Bodeanu, N. (1992). Algal blooms and development of the main phytoplanktonic species at the Romanian Black Sea littoral in conditions of the intensification of the eutrophication process. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. *Sci.Total Environ.*, Suppl. Amsterdam. Elsevier, pp.891-906

- Bodeanu, N. and M. Usurelu (1979). Dinoflagellate blooms in Romanian Black Sea coastal waters. *In*: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.J. Seliger. New York. Elsevier/North-Holland, pp.151-154
- Bombace, G. (1985). Eutrofizzazione, pesca e zone protette. *In*: Eutrofizzazione - Quali interventi? Atti Convegno Nazionale, Ancona 4-5 Novembre. Ministero della Marina Mercantile, Regione Marche e Ente Autonoma Fiera di Ancona, pp.37-49
- Bombace, G. (1992). Fisheries of the Adriatic Sea. *In*: Marine eutrophication and population dynamics, edited by G. Colombo, I Ferrari. V.U. Ceccherelli and R. Rossi. Proc. 25th European Marine Biology Symposium, Ferrara (Olsen & Olsen, Fredensborg), pp.379-389
- Bonadonna, L., G. Bucci, A. Luppi, L. Villa and L. Volterra (1985). L'idrolisi dell'esculina, test di conferma per gli streptococchi fecali sul terreno di Slatetz-Bratlev. *Boll.Ist.Sieroter.Milan*, 64:160-164
- Bonalberti, L., E. Kumer, G. Maggi and C. Milan (1992). Marine coastal eutrophication south of the River Po: monitoring within 300 m of the coast. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.403-409
- Boni, L. (1992). Toxic marine phytoplankton in Italy. *Giorn.Bot.It.*, 126(2):229-236
- Boni, L., M. Pompei and M. Reti (1983). The occurrence of *Gonyaulax tamarensis* Lebour bloom in the Adriatic Sea along the coast of Emilia-Romagna. *Giorn.Bot.It.*, 117:115-120
- Boni, L., M. Pompei and M. Reti (1986). Maree colorate e fioriture algali lungo la costa dell'Emilia-Romagna dal 1982 al 1985 con particolare riguardo alla comparsa di *Protogonyaulax tamarensis*. *Nova Thalassia*, 3:237-245
- Boni, L., L. Mancini, A. Milandri, R. Poletti, M. Pompei and R. Viviani (1992). First cases of DSP in the Northern Adriatic Sea. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992 pp.419-426
- Boni, L., A. Milandri, R. Poletti and M. Pompei (1993). DSP cases along the coast of Emilia-Romagna (Northwestern Adriatic Sea). *In*: Toxic phytoplankton blooms in the sea, edited by T.J. Smayda and Y. Shimuzu. 5th Int. Conf. on Toxic Marine Phytoplankton, Newport, R.I., USA, 28 October - November 1991. Elsevier Science Publishers, B.V, pp.475-481
- Bonvicini Pagliai, A.M., A.M. Cognetti Varriale, R. Crema, M. Curini Galletti and R. Vandini Zunarelli (1985). Environmental impact of extensive dredging in a coastal marine area. *Mar.Pollut.Bull.*, 16:483-488
- Bourcier, M., C. Nodot, A. Jeudy de Grissac and J. Tine (1979). Répartition des biocenoses benthique en fonction des substrats sédimentaires de la rade de Toulon (France). *Téthys*, 9:103-112



- Boussoulengas, A. and A.V. Catsiki (1989). Pollution research and monitoring programme in the Aegean and Ionian Seas. Report II, 1986-1987. National Centre for Marine Research. Athens, June 1989, 175 p.
- Bragadin , G.L., M. Mancini, E. Todini and J. Turner (1992). The effectiveness of waste water treatment on the Emilia-Romagna coast. An analysis carried out by means of a three-dimensional hydro-dynamical model. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.371-382
- Braun, J.G. (1991). Marine fixed stations in the I.E.O.(Instituto Espanol de Oceanografia) Presented at the workshop Long Term Data Sets in European Marine Stations: Assessing the Biological Consequences of Global Change, (Blanes, Spain, May 27-29)
- Bravo, I., B. Reguera, A. Martinez and S. Fraga (1990). First report of *Gymnodinium catenatum* Graham in the Mediterranean Coast. In: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier Science Publ. Co., pp.449-452
- Bucci , D., C. Mengarelli, C. Venanzini, C. Petrelli and L. Di Marino (1992). A year of monitoring of marine eutrophication on the coast of Ancona. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.411-418
- Bucksteeg, W. (1966). Welche praktische Bedeutung haben die Verfahren zur Anwendung der Gewassereutrophierung ? Haus der Technik H. 83. Gewässerschutz im Lande Nordrhein-Westfalen, Vulkan Verlag Dr. W. Classen, Essen
- Burkholder, P.R., L.M. Burkholder and L.R. Almodovar (1960). Antibiotic activity of some marine algae of Puerto Rico. *Bot.Mar.*, 2:149-156
- Bussani, M. (1974). "Red tides" nell'Alto Adriatico. *World Wildlife Fund.*, 1(10):1-7
- Buyukisik, B. (1988). Distribution of chlorophyll and nutrients in Izmir Bay (Aegean Sea). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):42
- Cabrini, M., L. Milani, S. Fonda Umani and G. Honsell (1989). Relazioni trofiche tra fitoplancton e microzooplancton nel Golfo di Trieste. *Oebalia*, XV-1, N.S, pp.383-395
- Cabrini, M., L. Milani and G. Honsell (1990). Fioritura di *Scrippsiella trochoidea* (Stein) Loeblich III nel Golfo di Trieste. *Oebalia*, Suppl., XVI, 2:599-601
- Cacciamani , C., S. Nanni, F. Nucciotti and T. Paccagnella (1992). Analysis of meteorological parameters related to Adriatic eutrophication. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter.Conference Bologna, 21-24 March, 1990. *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.159-170
- Calvo, S. and G. Genchi (1989). Carico organico ed effetti eutrofici nel Golfo di Castellammare (Sicilia Nord Occidentale). *Oebalia*, XV-1, N.S, pp.397-408
- Campos, M.J., S. Fraga, J. Marino and F.J. Sanches (1982). Red tide monitoring programme in NW Spain. International Council for the Exploration of the Sea, rept. L.27, 1

- Capelli F. and E. Friz (1987). Le direttive CEE in materia ecologica e la tutela dell'ambiente in Italia. Milano, CISDCE
- Capria A. (1988). Direttive ambientali CEE: stato di attuazione in Italia. Milano, Ed.Giuffrè
- Cardellina J.H., F.J. Marner and R.E. Moore (1979). Seaweed dermatitis: structure of lyngbyatoxin A. *Science*, 204:193-195
- Caric, M., N. Jasprica and D. Vilicic (1992). Nutrient and chlorophyll a concentrations in Gruz and Mali Ston Bays (Southern Adriatic). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:367
- Carli, A., R. Bandelloni, G.L. Mariottini, L. Pane, C. Pruzzo and V. Romairone (1992). The plankton biotic community and the eutrophication in coastal regions of the gulf of Genoa. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.693-696
- Carli, A., L. Pane and V. Romairone (1994) Study of phytoplankton populations of the Riva Trigoso Bay (Gulf of Genoa) in relation to eutrophication features of the water. MAP Technical Reports Series No. 78. UNEP, Athens, pp.27-35
- Carlson, R.E., M.L. Lever, B.W. Lee and P.E. Guire (1984). Development of immunoassay for paralytic shellfish poisoning. A radioimmunoassay for saxitoxin. In: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C., American Chemical Society, pp.181-192
- Carmichael, W.W. and N.A. Mahmood (1984). Toxins from freshwater Cyanobacteria. In: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C. American Chemical Society, pp.377-389
- Carpenter, C.C.J. (1980). In: Secretory diarrhea, edited by M. Field, J.S. Fordtran and S.G. Schulz. Am. Phys. Soc., Bethesda, MD, pp.67-83
- Carrada, G.C., D. Marino, M. Modigh and M. Ribera d'Alcalà (1979). Variazioni spaziali in acque superficiali di nutrienti, clorofilla ed associazioni fitoplanctoniche nel Golfo di Napoli. *Quad.Lab.Tecnol.Pesca*, 3(1 suppl.):419-434
- Carrada, G.C., D. Marino, V. Saggiomo and A. Zingone (1982). Popolamenti fitoplanctonici e condizioni ambientali nel Golfo di Salerno. *Boll.Mus.Ist.Biol.Univ. Genova*, 50 suppl.:139
- Carrada, G.C., R. Casotti and V. Saggiomo (1988). Occurrence of a bloom of *Gymnodinium catenatum* in a Tyrrhenian coastal lagoon. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):61
- Carrada, G.C., R. Casotti, M. Modich and V. Saggiomo (1991). Presence of *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) in a coastal Mediterranean lagoon. *J.Plankton Res.*, 13(1):229-238
- Cassinari, E., D. Grillo, D. Princi, M. Specchi, F. Stravisi and G. Valli (1979). Osservazioni su *Noctiluca miliaris* Suriray del Golfo di Trieste. Convegno Scientifico Nazionale P.F. Oceanografia e fondi marini. Roma, 5-7 Marzo, pp.1-8

- Castagna, M., Y. Takay, K. Kaibuchi, K. Sano, U. Kikkawa and Y. Nishizuka (1982). Direct activation of calcium-activated phospholipid-dependent protein kinase by tumor-promoting phorbol esters. *J.Biol.Chem.*, 257:7847-7851
- Catsiki, V.A. (1991). Pollution research and monitoring programme in the Saronikos Gulf. Report IV 1987-90. Ministry of Environment, Urbanism and Public Work, National Centre for Marine Research, Athens, 4:184-217
- Cattaneo, M. and M. Fabiano (1982). Fitoplancton di superficie e parametri ambientali. Chiavari: 1977-1979. *Boll.Mus.Ist.Biol.Univ. Genova*, 50 Suppl.:140-144
- Catterall, W.A. (1979). Neurotoxins as allosteric modifiers of voltage-sensitive sodium channels. *Adv.Cytopharmacol.*, 3:305-316
- Catterall W.A. (1980). Neurotoxins that act on voltage-sensitive sodium channels in excitable membranes. *Ann.Rev.Pharmacol.Toxicol.*, 20:15-49
- Cattini, E., R. Nair, C. Peroni and G. Rossi (1992). Trophic conditions of waters in the Gulf of La Spezia (Ligurian Sea). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:66
- Centro Studi Ricerche Risorse Biologiche Marine Cesenatico (1984). Eutrofizzazione del litorale emiliano-romagnolo. Rapporto annuale per la Regione Emilia-Romagna, Assessorato alla Sanità, pp.1-86
- Centro Studi Ricerche Risorse Biologiche Marine Cesenatico (1985). Eutrofizzazione del litorale emiliano-romagnolo. Rapporto annuale per la Regione Emilia-Romagna, Assessorato alla Sanità, pp.1-87
- Centro Studi Ricerche Risorse Biologiche Marine Cesenatico (1988). Eutrofizzazione del litorale emiliano-romagnolo. Rapporto annuale per la Regione Emilia-Romagna, Assessorato alla Sanità, pp.1-56
- Centro Studi Ricerche Risorse Biologiche Marine Cesenatico (1989). Eutrofizzazione del litorale emiliano-romagnolo. Rapporto annuale per la Regione Emilia-Romagna, Assessorato alla Sanità, pp.1-120
- Cescon, B. (1989). Monitoring of the Adriatic Sea. In: Atti del Convegno: "Emergency Adriatic", Urbino, Italy, 7 November 1989, pp.25-38
- CEVA (1989). Synthèse des enquetes sur les échouages d'algues en Bretagne depuis 1978
- Chapra, S.T. and K.H. Reckhow (1983). Engineering Approaches for Lake Management. Mechanistic modelling. Butterworth Publishers, Boston. An Ann Arbor Science Book, Vol. 2, 492 p.
- Chiaudani, G. and G. Premazzi (1988). Appraisal of the possible methods of combating the threat of eutrophication in community waters. Inquinamento e depurazione, Commission of the European Communities. *Ingegneria Ambientale*, 7 p.
- Chiaudani, G., M. Gerletti, R. Marchetti, A. Provini and M. Vighi (1978). Il problema dell'eutrofizzazione in Italia. CNR, Istituto di Ricerca sulle Acque, Roma. "Quaderni", 42 p.

- Chiaudani, G., R. Marchetti and M. Vighi (1980). Eutrophication in Emilia-Romagna coastal waters (North Adriatic Sea, Italy): A case history. *Prog. Wat. Techn.* 12 p.
- Chiaudani, G., G. Gaggino, R. Marchetti and M. Vighi (1982). Caratteristiche trofiche delle acque costiere adriatiche: campagna di rilevamento 1978-1979. C.N.R. Collana del programma finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", C.N.R. AQ/2/14, pp.1-144
- Chicchi, G. (1990). La città turistica balneare. Visuali diverse. *Paesaggio Urbano*, Anno I, n. 4-5:9-10
- Chou, H.N. and Y. Shimizu (1982). A new polyether toxin from *Gymnodinium breve* Davis. *Tetrahedron Lett.*, 23:5521-5524
- Christ, R.J. (1975a). Inhibitors produced by algae as ecological factor affecting bacteria in water ecosystems. I. Dependence between phytoplankton and bacteria development. *Acta Microbiol.Pol.*, 7:125-133
- Christ, R.J. (1975b). Inhibitors produced by algae as ecological factor affecting bacteria in water ecosystems. II. Antibacterial activity of algae during blooms. *Acta Microbiol.Pol.*, 7:167-176
- Chu, F.S. and T.S.L. Fan (1985). Indirect enzyme-linked immunoabsorbent assay for saxitoxin in shellfish. *J.Assoc. Off. Anal. Chem.*, 68:13-16
- CISDCE and MAE (1991). Dossier: Convenzioni Internazionali, Normativa Comunitaria e Leggi Italiane sulla Protezione del Mare", Convegno SOGESTA, Urbino, February 1991
- Clemons, G.P., J.P. Pinion, E. Bass, D.V. Pham, M. Sharif and J.G. Wutoh (1980). A haemolytic principle associated with the red-tide dinoflagellate *Gonyaulax monilata*. *Toxicon*, 18:323-326
- Cognetti, G. (1989). SOS from the Adriatic. *Mar.Pollut.Bull.*, 20:12
- Cohen, P. (1989). The structure and regulation of protein phosphatases. *Ann.Rev.Biochem.*, 58:453-508
- Collingridge, G.L. and T.V.P. Bliss (1987). NMDA receptors, their role in long-term potentiation. *Tins*, 10:288
- Collingridge, G.L., E.J. Coan, C.E. Herron and R.A.J. Lester (1987). Excitatory amino acid transmission, edited by T.P. Hicks, T.P. Lodge and H. McLennan. Alan R. Liss, pp.317-324
- Comin, F.A. (1986). The coastal lagoons of the Ebro delta: a paradigm of the human influence on the ecology of coastal lagoons through uncontrolled agriculture sewage. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(3):48
- Comune di Venezia (1991). Le alghe della laguna di Venezia. Vol. I. Arsenale Editrice

- Cortes, D., J. Gil and A. Garcia (1985). General Distribution of Chlorophyll, Temperature and Salinity in the Northwestern Sector of the Alboran Sea (August, 1982). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 29(9):135-136
- Cossu, R., E. De Fraja Frangipane, R. Donazzolo and A. Orio (1984). Elementi per il bilancio di nutrienti nella laguna di Venezia. *Ingegneria Ambientale*, 13(2):80-90
- Cossu, R., G. Andreottola, M. Ragazzi and G. Casu (1992). Direct and indirect domestic nutrient load evaluation by mathematical model: the Venice Lagoon case study. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.383-392
- Cossu, A., G. Mura and N. Sechi (in press). Un nuovo approccio metodologico alle indagini ecologiche degli stagni della Sardegna: il caso di Santa Giusta (Sardegna Centro Occidentale). Proc. Biologia Marina, SIBM, Sassari Alghero, 24-28 Maggio, 1994 (in press)
- Coste, B. (1969). Echanges de sels nutritifs dissous entre la mer Méditerranée et l'océan Atlantique. *Cah.Oceanogr.*, 21:943-963
- Coste, B., A. Cadenes and H.J. Minas (1985). L'impact des apports rhodaniens en éléments nutritifs sur les eaux du golfe du Lion. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 29(7):53-55
- Coté, R.P. (1989). The many dimensions of marine environmental quality. Sci. Coun. Canada. Nr.SS215/1989-2E
- Coulet, W. (1991). Legal System and Management of Southern France Lagoons. *Mar.Pollut. Bull.*, 23:793-795
- Crema, R. (1989). Aspetti della successione in comunità macro- zoobentoniche marine di foni mobili. *St.It.E.Atti*, 7:315-320
- Crema, R., A. Castelli and D. Prevedelli (1991). Long term eutrophication effects on macrofaunal communities in Northern Adriatic Sea. *Mar.Pollut.Bull.*, 22:503-508
- Cruzado, A. (1989). Problems of eutrophication at plankton blooms in Spain. - Report of the meeting on the implications and control of undesirable plankton blooms - Athens, 4-6 April. UNEP (OCA)/MED WG.4/2. Annex III, pp.34-35
- Cruzado, A. (1990). Eutrophication and plankton blooms in Spanish coastal water. Proc. workshop "Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones", *Water Poll.Res.Rep.* 16, Roma, 28-30 May, pp.61-62
- Cruzado, A., R. Varela and Z.R. Velasquez (1988). Nutrient dynamic in oligotrophic Mediterranean areas. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):49
- Cummins, J.M. and A.A. Stevens (1970). Investigation of *Gymnodinium breve* toxins in shellfish. *Publ.Health Ser.Bull.* 3, U.S. Dept. of Health, Education and Welfare, Washington, D.C.

- Cummins, J.M., A.A. Stevens, B.E. Huntley, W.F.Jr. Hill and J.E. Higgins (1968). Some properties of *Gymnodinium breve* toxin(s) determined bioanalytically in mice. In: Drugs from the sea, edited by H.D. Freudenthal. Transaction of the drugs from the Sea Symposium, University of Rhode Island, 27-29 August 1967. Washington D.C. Marine Technology Society, pp.213-228
- Cummins, J.M., A.C. Jones and A.C. Stevens (1971). Occurrence of toxic bivalve molluscs during a *Gymnodinium breve* "red tide". *Trans.Amer.Fish.Soc.* 100:112
- Curini Galletti, M.C. (1987). Recovery of a soft bottom community after extensive dredging. I: Mollusca. In: Papers presented at the FAO/UNEP meeting on the effects of pollution on marine ecosystems. Blanes, Spain, 1985. *FAO Fish.Rep.*, 352 (suppl.) pp.54-63
- Dahl, E. and M. Yndestad (1985). Diarrhetic shellfish poisoning (DSP) in Norway in the autumn 1984 related to the occurrence of *Dinophysis* sp. In: Toxic dinoflagellates, edited by D. Anderson, A.W. White and D. Baden. Amsterdam, Elsevier, pp.495-500
- Daigo, K. (1959). *Yakugaku Zasshi* 79:353-356
- Davio, S.R. (1985). Neutralization of saxitoxin by anti-saxitoxin rabbit serum. *Toxicon*, 23:669
- De Angelis, R. (1964). Il lago di Varano. Min. Marina Mercantile, Roma, Mem. 10:1-122
- De Casabianca-Chassany, M.L., F.L. Samson Kechacha and R. Semroud (1986). Relations entre les paramètres hydrologiques dans une lagune méditerranéenne: le Lac Mellah (Algérie). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):49
- De Casabianca-Chassany, M.L., R. Semroud and F.L. Samson Kechacha (1988). Lagune de Mellah, Algérie: étude spatio-temporelle des paramètres hydrobiologiques. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):62
- De Domenico, E. (1979). Le acque costiere della Sicilia e della Calabria. Atti del Convegno sulla Eutrofizzazione in Italia. *C.N.R. AC/2/45-70*. Roma, 3-4 Ottobre, pp.257-267
- De Zwaan, A., P. Cortesi, G. Van den Thillart, S. Brooks, K.B. Storey, J. Roos, G. Van Lieshout, O. Cattani and G. Vitali (1992). Energy metabolism of bivalves at reduced oxygen tension. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.1029-1039
- Dederen, L.H.T. (1992). Marine eutrophication in Europe; similarities and regional differences. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.663-672
- Degobbi, D. (1989). Increased eutrophication in the northern Adriatic Sea. Second Act. *Mar.Pollut.Bull.*, 20:452-457
- Degobbi, D. (1990a). Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and Yugoslav coastal region. Proc. workshop "Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones", *Water Poll.Res.Rep.* 16, Roma, 28-30 May, pp.83-95

- Degobbis, D. (1990b). A stoichiometric model of nutrient cycling in the northern Adriatic Sea and its relation to regeneration processes. *Mar.Chem.*, 29:235-253
- Degobbis, D. and M. Gilmartin (1990). Nitrogen, phosphorous and silicon budgets for the northern Adriatic Sea. *Oceanol.Acta*, 13:31-45
- Degobbis, D., N. Smodlaka, I. Pojed, A. Skrivanić and R. Precali (1979). Increased eutrophication in the northern Adriatic. *Mar.Pollut.Bull.*, 10:298-301
- Degobbis, D., I. Ivančić, R. Precali and N. Smodlaka (1991), Unusual oceanographic conditions in the northern Adriatic Sea during 1989. I. Oceanographic properties, nutrient cycle and the fall bottom layer anoxia, *Hidrografski godišnjak*, 1989, pp.27-47 (in Croatian)
- Degobbis, D., A. Travizi and A. Jaklin (1993), Meccanismi di formazione di strati di fondo ipossici e anossici nel bacino dell'Adriatico settentrionale e reazioni delle comunità bentoniche
- Degobbis, D., R. Precali, I. Ivančić and N. Smodlaka (in press), The importance and problems of chemical flux measurements to study eutrophication. The case of the northern Adriatic. *Mar.Chem.*, (in press)
- Del Rio, J., E. Soler, C. Blanco and M.A. Raduan (1986). Diatomées du plancton superficiel de la Baie de Cullera (Espagne) janvier-mars 1984. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):188
- Delgado, M., M. Estrada, J. Camp, J.V. Fernandez, M. Santmarti and C. Lleti (1990). Development of a toxic *Alexandrium minutum* Halim (Dinophyceae) bloom in the harbour of Sant Carles de la Rapita (Ebro Delta northwestern Mediterranean). *Scient.Mar.*, 54(1):1-7
- Della Loggia, R., M. Cabrini, P. Del Negro, G. Honsell and A. Tubaro (1993). Relationship between *Dinophysis spp.* in seawater and DSP toxins in mussels in the Northern Adriatic Sea. In: Toxic phytoplankton blooms in the sea, edited by T.J. Smayda and Y. Shimuzu. 5th Int. Conf. on Toxic Marine Phytoplankton, Newport, R.I., USA, 28 October-1 November 1991. Elsevier Science Publishers, B.V, pp.483-488
- Delmas, D., A. Herbland and S. Maestrini (1993) Does *Dinophysis spp.* come from the "open sea" along French Atlantic coasts? Proceedings of the 5th Int. Conf. on Toxic Marine Phytoplankton, (Newport, R.I., USA, 28 October-1 November 1991), pp.489-494
- Deya, M.M. (1981). Premières observations sur la distribution de l'oxygène dissous et des sels nutritifs dans trois régions de la Méditerranée occidentale. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 27(9):179-181
- Domijan, N. and A. Smircic (1992). Some characteristics of the sea water transparency of the Adriatic Sea during the period from 1956 to 1990. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:332
- Dooley, H.D. (1991). The role of ICES as a regional Oceanographic Data Centre Presented at the workshop "Long-term data sets in european marine stations: Assessing the Biological Consequences of Global Change", Blanes, Spain, May, 27-29, 1991

- Dowidar, N.M. and T.A. Aboul Kassim (1986). Levels of nutrient forms and chlorophyll *a* biomass in a highly polluted basin, the Harbour of Alexandria. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):33
- Dowidar, N.M., A.R. Abdel-Moati, T.A. Aboul-Kassim and F.E. El-Nady (1990). Impact of sewage discharge on the phosphorus species and dynamics in the Eastern Harbour of Alexandria, Egypt. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 32(1):42
- Doyle, J. M. Parker, T. Dunne, D. Baird and J. McArdle (1984). The impact of blooms on mariculture in Ireland. *ICES (Copenhagen) CM D8*, 14 p.
- Duff, D.C.B., D.L. Bruce and N.Y. Antia (1966). The antibacterial activity of marine phytoplankton algae. *Can.J.Microbiol.*, 12:877-884
- Edebo, L., S. Lange, X.P. Li and S. Allenmark (1988). Toxic mussels and okadaic acid induce rapid hypersecretion in the rat small intestine. *APMIS*, 96:1036-1042
- Edvardsen, B., F. Moy and E. Paasche (1990). Haemolytic activity in extracts of *Chrysochromulina polylepis* grown at different levels of selenite and phosphate. In: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York, Elsevier, pp.284-289
- El-Sherif, Z. (1990). Distribution and ecology of phytoplankton in El-Mex Bay (Egypt). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 32(1):73
- Eleftheriou, A. (1991). Shelf benthic ecosystem studies on the Southern Aegean Sea" Presented at the workshop "Long-term data sets in european marinestations Assessing the Biological Consequences of Global Change", Blanes, Spain, May, pp.27-29
- Elster, H.J. and R.A. Vollenweider (1961). Beiträge zur Limnologie Ägyptens. *Arch.Hydrobiol.*, 57:3
- Emara, H.I.. M.A. Shriadah, Th.H. Moustafa and M.S. El-Deek (1992). Effects of sewage and industrial wastes on the chemical characteristics of the Eastern Harbour and El-Mex Bay waters of Alexandria, Egypt. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.773-784
- Eng, C.T., J.N. Paw and F.Y. Guarin (1989). The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in Southcoast Asia. *Mar.Pollut.Bull.*, 20:335
- Eppley, R.W. (1971). Eutrophication in coastal waters: Nitrogen as a controlling factor. U.S.A. Wat. Poll. Contr. Res. Series, 16010 EHC 12/71
- Ercegovic, A. (1936). Etudes qualitative et quantitative du phytoplankton dans les eaux côtières de l'Adriatique oriental moyen au cours de l'année 1934. *Acta Adriatica*, 9:1-125



- Erdman, L., M. Sofiev, S. Subbotin, I. Dedkova, O. Afinogenova, T. Cheshuikina, L. Pavlovskaya and A. Soudine (1994). Assessment of airborne pollution of the Mediterranean Sea by sulphur and nitrogen compounds and heavy metals in 1991. MAP Technical Reports Series No. 85. UNEP, Athens, 304 p.
- Estrada, M., F.J. Sanchez and S. Fraga (1984). *Gymnodinium catenatum* (Graham) en las rias gallegas (NO de Espana). *Inv.Pesq.*, 48:31-40
- Faganeli, J., N. Avcin, N. Fanuco, A. Malej, V. Turk, P. Tusnik, B. Vrizer and A. Vukovic (1985). Bottom Layer Anoxia in the Central Part of the Gulf of Trieste in the Late Summer of 1983. *Mar.Pollut.Bull.*, 16(2):75-78
- Fanuko, N. (1989). Possible relation between a bloom of *Distephanus speculum* (Silico-flagellata) and anoxia in bottom waters in the Northern Adriatic 1983. *J.Plankton Res.* 11(1):75-84
- Fattorusso, E., P. Ciminiello, V. Costantino, S. Magno, A. Mangoni, A. Milandri, R. Poletti, M. Pompei and R. Viviani (1992). Okadaic acid in mussels of Adriatic Sea. *Mar.Pollut.Bull.*, 24(5):234-237
- Fedra, K. (1988). Systems analysis and ecological modelling for assessment and control of marine eutrophication. In: UNEP/UNESCO/FAO Eutrophication in the Mediterranean sea: receiving capacity and monitoring of a long term effects, Proceedings of a Scientific Workshop held in Bologna, 2-6 March 1987, Italy, MAP Technical Reports Series No. 21. UNEP, Athens, pp.95-106
- Fenchel, T. (1988). Marine plankton food chains. *Ann.Rev.Ecol.Syst.*, 19:19-38
- Fole, C. and T. Kåberger (eds.) (1991). Linking the Natural Environment and Economy:Essays from the Eco-Eco Group. Kluwer Academic Publishers. Dortrecht, The Netherlands, 305 p.
- Fonda Umani, S. (1985). Hydrology and "red tides" in the Gulf of Trieste (North Adriatic Sea). *Oebalia*, XI, N.S, pp.141-147
- Fonda Umani, S. and G. Honsell (1983). Prima segnalazione di una fioritura di *Scrippsiella faeroense* (Paulsen) Balech e Oliveira Soares nel Golfo di Trieste. *Nova Thalassia*, 6, Suppl, pp.735-736
- Fonda Umani, S., P. Franco, E. Ghirardelli and A. Malej (1992). Outline of oceanography and the plankton of the Adriatic Sea. Marine Eutrophication and Population Dynamics. Proc. 25th European Marine Biology Symposium, Ferrara 10-15 Sept. 1990. Olsen & Olsen, pp.347-365
- Fonselius, S.H. (1978). On nutrients and their role as production limiting factors in the Baltic. *Acta Hydrochem.Hydrobiol.*, 6(4):
- Forsberg, C. (1991). Eutrophication of the Baltic Sea. In: The Baltic sea environment, Uppsala University, Sweden
- Fortuna, S., L. Volterra, A.M. Spanò and H. Michalek (1985). Ricerca di neurotossine nelle alghe e nei mitili raccolti durante la "marea rossa" nell'estate 1984 sul litorale romagnolo. *Ann.Ist.Super.Sanità*, 21(3):349-356

- Fraga, S., J. Marino, I. Bravo, A. Miranda, M. J. Campos, F.J. Sanchez, E. Costas, J.M. Cabanas and J. Blanco (1984). Red Tides and Shellfish Poisoning in Galicia (N.W. Spain). Copenhagen:ICES Special Meeting, Copenhagen, C:5
- Franco, P. (1981). Idrologia e nutrienti nell'Adriatico settentrionale. Crociere 1979, nota preliminare. Atti Convegno delle Unità Operative Afferenti ai Sottoprogetti Risorse Biologiche e Inquinamento Marino, (Roma, 10-11 Novembre)
- Franco, P. (1984). Fattori influenti sulla produttività primaria dell'Adriatico settentrionale. *Boll. Oceanol. Teor. Appl.*, 2:125-140
- Franco, P. and A. Michelato (1992). Northern Adriatic Sea: oceanography of the basin proper and the western coastal zone. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci. Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.35-62
- Franco, P., G. Socal and F. Bianchi (1982). Fitoplancton nell'Adriatico settentrionale. Crociere 1978. *Natural. Sicil. S IV*, 6 Suppl, pp.29-38
- Franzoi, P., M. Mistri and V.U. Ceccherelli (1986). Crisi distrofiche e variazioni della associazione a Bivalvi in una Sacca del delta del Po. *Nova Thalassia*, 8, Suppl. 3:305-310
- Friligos, N. (1986a). Distribution of nutrients in the Ionian Sea. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):35
- Friligos, N. (1986b). Hydrology and nutrient salt in the Messolonghi Lagoon. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):50
- Friligos, N. and S. Barbetseas (1986). Water masses and nutrient circulation in an anoxic marine bay. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):110
- Friligos, N. and E. Balopoulos (1988). Water mass characteristics and degree of eutrophication in a shallow water embayment of the Ionian Sea: Amvrakikos Gulf. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):56
- Friligos, N. and O. Gotsis-Skretas (1988). Sewage nutrient enrichment and phytoplankton ecology in the Pagassitikos Gulf (Greece). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):220
- Fujiki, H., M. Mori, M. Nakayasu, M. Terada, T. Sugimura and R.E. Moore (1981). Tumor promoting properties. *Proc.Natl.Acad.Sci.USA*, 78:3872
- Fujiki, H., M. Suganuma, H. Suguri, S. Yoshizawa, K. Takagi, N. Uda, K. Wakamatsu, K. Yamada, M. Murata, T. Yasumoto and T. Sugimura (1988). Diarrhetic shellfish toxin, dinophysistoxin-1 is a potent promotor on mouse skin. *Gann*, 79:1089-1093
- Fusetani, N. and Y. Hashimoto (1976). Hemolysins in a green alga *Ulva pertusa*. In: Animal, plant and microbial toxins, edited by A. Ohsaka, K. Hayashi and Y. Sawai. New York. Plenum Publishing Corp. Vol. I, pp.325-332
- Fusetani, N., C. Ozawa and Y. Hashimoto (1976). Fatty acids as ichthyotoxic constituents of a green alga *Chaetomorpha minima*. *Bull.Jpn.Soc.Scient.Fish.*, 42:941

- Gacic, M., A. Baric, N. Krstulovic, I. Marasovic, T. Pucher-Petrovic, D. Regner and M. Tudor (1988). The natural characteristic of the sea water in the Kastela Bay and the impacts of the waste waters. Split, December 1988. Priority Actions Programme, Regional Activity Center, *UNEP, CPP/1988-89/YU/Doc.2*
- Gacutan, R.Q. (1986). Effects of coconut milk and brown sugar on toxins from mussels exposed to *Pyrodinium bahamense* var. *compressa*. In: The first Asian fisheries forum, edited by J.L. McLean, L.B. Dizon and L.V. Hosillos. Manila. Asian Fisherics Society, pp.311-313
- Gangemi, G. (1973). Apparizione di "acque rosse" a Volvocales sul litorale del Golfo di Patti. Atti 5° Coll. Int. Oceanogr. Med. Messina, pp.475-486
- Gates, J.A. and W.B. Wilson (1960). The toxicity of *Gonyaulax monilata* Howell to *Mugil cephalus*. *Limnol.Oceanogr.*, 5:171
- Genchi, G., F. Di Bernardo, A. Lugaro, S. Calvo, S. Ragonese and S. Riggio (1983a). Dystrophic and eutrophic states of coastal sea - water in Palermo Bay during the summer season (August 1981). *Journ.Etud.Pollut.CIESM, Cannes*, 6(1982):635-639
- Genchi, G., A. Lugaro, S. Calvo and S. Ragonese (1983b). Ecologia del Golfo di Palermo. I. Risultati preliminari su nutrienti, clorofilla, proteine e glucidi particellati. *Natural.Sicil.S. IV*, 6 Suppl, pp.553-571
- Genovese, S. (1979). L'eutrofizzazione nelle acque costiere. Atti del Convegno sulla eutrofizzazione in Italia, C.N.R. AC/2/45-70, (Roma, 3-4 ottobre 1978), pp.239-256
- GESAMP (1988). Report of the working group on nutrients and eutrophication in the marine environment. *GESAMP XVIII/2.1*
- GESAMP - IMO/FAO/UNESCO/WHO/IAEA/UN/UNEP (1989). Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution. The Atmospheric Input of Trace Species to the World Ocean. *GESAMP Rep.Stud.*, 38, 111 p.
- GESAMP - IMO/FAO/UNESCO/WMO/IAEA/UN/UNEP (1991). Joint Group of Expertson the ScientificAspects of Marine Pollution. Global Changes in the Air-Sea Exchange of Chemicals. *GESAMP Rep.Stud.*, 48, 69 p.
- Ghirardelli, E.and S. Pignatti (1968). Consequénces de les pollutions sur les peuplements du "Vallone di Muggia" près de Trieste. *Rev.Int.Océanogr.Med.*, 10:111-1221
- Ghirardelli, E. S. Fonda Umani (1989). Cenni storici. Atti del Convegno nazionale "L'eutrofizzazione nel Mare Adriatico". (Ancona, 4 Aprile 1989)
- Giacobbe, M. and G. Maimone (1991). *Dinophysis sacculus* outbreaks in a brackish area of Sicily (Italy). *Red Tide Newsletter*, 4(1)
- Gilmartin, M. D. Degobbis, N. Revelante and N. Smodlaka (1990), The mechanism controlling plant nutrient concentrations in the northern Adriatic Sea. *Int.Rev.gesam.Hydrobiol.*, 75:425-445
- Giordani, P. (1990a). La città turistica balneare. *Paesaggio Urbano*, Anno I, 4-5:7-8

- Giordani, P. (1990b). Il modello lineare fra degrado e inattualità: aspettando l'innovazione. *Paesaggio Urbano*, Anno I, 4-5:102-109
- Giovanardi, F. and E.J. Bent (1990). Immediate assistance for the reduction of industrial pollution in the region of the Boka Kotorska Bay (Montenegro Republic - Yugoslavia). Final report UNIDO, Vienna, August 1990, pp.1-68
- Giovanardi, G. and E. Tromellini (1992a). An empirical dispersion model for total phosphorus in a coastal area: the Po River-Adriatic system. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. *J.Sci.Total Environm.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.201-210
- Giovanardi, G. and E. Tromellini (1992b). Statistical assessment of trophic conditions. Application of the OECD methodology to the marine environment. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.211-233
- Goldoni, L. (1976). Le alghe fameliche dell'Adriatico. Un dramma ecologico. *Corriere della sera*, 15 settembre, Anno 101, No. 216, pp.1-2
- Gotsis-Skretas, O. and N. Friligos (1988). Eutrophication and phytoplankton ecology in the Thermalkos Gulf. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):297
- Gowen, R.J. (1984). Toxic phytoplankton in Scottish coastal waters. *ICES (Copenhagen) D2*
- Granéli, E., A. Granéli and S. Fleischer (1983). Possible causes of changes in the fluctuations and succession of phytoplankton leading to red tide on the Swedish west coast. 17th EMBS, 1982. *Oceanol.Acta*, Spec. Vol, pp.1-13
- Granéli, E., B. Sundstrom, L. Edler and D.M. Anderson (eds.) (1989). *Toxic Marine Phytoplankton*. Proc. Fourth Inter. Con. Toxic Marine Phytopl., June 26-30, Sweden, Elsevier
- Grauer, F.H. (1959). Dermatitis escharotica caused by a marine alga. *Hawaii med.J.*, 19:32-34
- Gray, J.S. and E. Paasche (1984). On marine eutrophication. *Mar.Pollut.Bull.*, 15(10):349-350
- Guidorzi, R., S. Beghelli, U. Soverini, E. Terragni and L. Boni (1992). Dynamic correlation techniques in eutrophication phenomena analysis. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.935-943
- Haamer, J., P.O. Andersson, O. Lindahl, S. Lange, X.P. Li and L. Edebo (1990). Effects of transplantation and reimmersion of mussels *Mytilus edulis* (Linnaeus, 1728), on their contents of okadaic acid. *J.Shellfish Res.*, 9(1):109-112
- Halim, Y. (1960). *Alexandrium minutum*, nov. g. nov. sp. dinoflagellé provoquant des "eaux rouges". *Vie et Milieu*, 11(1):102-105
- Halim, Y. (1989). Eutrophication in Egyptian Mediterranean waters. *In*: Report of the meeting of the implications and control of undesirable plankton blooms. UNEP, Athens (4-6 April). UNEP(OCA)/Med. WG.4/2, Annex III, 1 p.

- Hall, S. (1991). Natural toxins. *In*: Microbiology of marine food products, edited by D.R. Ward and C. Hackney. New York. Van Nostrand Reinhold, pp.301-330
- Hall, S. and P.B. Reichardt (1984). Cryptic paralytic shellfish toxins. *In*: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. Washington D.C., American Chemical Society, pp.113-123
- Hall, S., P.B. Reichardt and R.A. Neve (1980). Toxin extracted from Alaskan isolate of *Protogonyaulax* sp. *Biochem.Biophys.Res.Comm.*, 97:649-653
- Hallegraef, G. and C. Summer (1986). Toxic plankton blooms affect shellfish farms. *Austral.Fish.*, 158:4
- Hallegraef, G.M., S.O. Stanley, C.Y. Bolch and S.I. Blaxter (1987). *Gymnodinium catenatum* blooms and shellfish toxicity in Southern Tasmania, Australia. *In*: Internal Symposium on Red Tides. Biology, Environmental Science and Toxicology, Takamatsu, Japan, Nov. 10-14
- Hallegraef, B.W., D.A. Steffensen and R. Wetherbee (1988). Three estuarine Australian dinoflagellates that can produce paralytic shellfish toxins. *J.Plankt.Res.*, 10(3):533-541
- Halstead B.W. (1965). *Poisonous and Venomous Marine Animals of the World*, 3 vols, US Govt. Printing Office, Washington D.C.
- Halstead B.W. (1978). *Poisonous and Venomous Marine Animals of the World*, Darwin, Princeton, N.J., pp.328-402
- Hamano, Y., Y. Kinoshita and T. Yasumoto (1985). Suckling mice assay for diarrhetic shellfish toxins. *In*: Toxic dinoflagellates, edited by D.M. Anderson, A.W. White and D.G. Baden. Amsterdam, Elsevier, pp.383-388
- Harris, G. P. (1986). *Phytoplankton Ecology: Structure, Function and Fluctuation*. New York. Chapman & Hill
- Hashimoto, Y (1979). *Marine Toxins and Other Bioactive Metabolites*, Japan Scientific Society, Tokyo, 369 p.
- Haystead, T.A.J., A.T.R. Sinu, D. Carling, R.C. Honnor, Y. Tsukitani, P. Cohen and D.G. Hardie (1989). Effects of the tumor promoter okadaic acid on intracellular protein phosphorylation and metabolism. *Nature*, 337:78-81
- Heip, C.(1991). Long-term data sets held in Marine Research Institutions in Belgium Presented at the workshop "Long -term data sets in european marine stations. Assessing the Biological Consequences of Global Change", (Blanes, Spain, May, 27-29, 1991)
- Helrich, K. (1990). *Official Methods of Analysis of the Association of Official Analytical Chemists*, 14th Edition. AOAC, Washington, D.C., pp.881-882
- Herman, P.M.J. (1991). Long-term data sets at the Delta Institute for Hydrobiological Research Presented at the workshop "Long-term data sets in european marine stations. Assessing the Biological Consequences of Global Change", (Blanes, Spain, May, 27-29, 1991)

- Hescheler, J., G. Mieskes, J.C. Rüegg, A. Takai and W. Trautwein (1988). Effects of a protein phosphatase inhibitor, okadaic acid, on membrane currents of isolated guinea-pig cardiac myocytes. *Pflügers Arc.*, 412:248-252
- Hickel, W. (1991). Long-term changes in nutrients and plankton in the German Bight, North Sea Presented at the workshop "Long-term data sets in europeanmarinestations. Assessing the Biological Consequences of Global Change", (Blanes, Spain, May, 27-29, 1991)
- Hollande, A. and M. Enjument (1957). Sur une invasion des eaux du Port d'Alger par *Chatonella subsalsa* Biecheler. Remarques sur la toxicité de cette chloromonadine. *Bull.Stat.Mar.Castiglione*, 8:271-280
- Honsell, G. (1990). Dinoflagellati tossici in Adriatico. SIFV Tavola Rotonda Linee di sviluppo della ricerca in fisiologia vegetale:tra Scilla e Cariddi, scienza o moda?, Stresa, 18 ottobre
- Honsell, G. (1992). Personal communication (Boni, 1992)
- Honsell, G. (1993). First Report of *Alexandrium minutum* in the Northern Adriatic Waters (Mediterranean Sea). In: Toxic phytoplankton blooms in the sea, edited by T.J. Smayda and Y. Shimuzu. 5th Int. Conf. on Toxic Marine Phytoplankton, Newport, R.I., USA, 28 October-1 November 1991. Elsevier Science Publishers, B.V, pp.127-132
- Honsell, G., L. Boni, M. Cabrini and M. Pompei (1992). Toxic or potentially toxic Dinoflagellates from the Northern Adriatic Sea. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.107-114
- Honsell, G., L. Boni, N. Fanuko, M. Cabrini, A. Artegiani and A. Solazzi (in press). A green dinoflagellate bloom in the northern Adriatic Sea. II International Conference on *Problems of Algal Blooms in Aquaculture*, Sherkin Island, 14-16 June 1989
- Hrs-Brenko, M., D. Medakovic, E. Zahtila and Z. Labura (1992). Recovery of benthos after anoxic stress. II. Bivalve Mollucs. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:347
- Hungspreugs, M., W. Utoompruurkporn, S. Dharmvanij and P. Sompongchaiyakul (1989). The present status of the aquatic environment of Thailand. *Mar.Pollut.Bull.*, 20(7):327-332
- Hutchinson, S. (1991). Ecophysiological methods and analyses of preserved material as tools for monitoring the marine environment. Presented at the workshop "Long-term data sets in european marine stations Assessing the Biological Consequences of Global Change", (Blanes, Spain, May, 27-29, 1991)
- IFREMER (1990). Variabilité à moyenne échelle du Bassin Algérien. Observations hydrologiques, biologiques et chimiques. Campagne Mediproduct V, 27 mai- 27 juin 1986. COF, 11:100-107
- Ignatiades, L., M. Karydis and V. Vounatsou (1992). A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophation based on nutrient concentration scales. *Mar.Pollut.Bull.*, 24(5):238-243

- Impellizeri, G., S. Mangiafico, G. Oriente, M. Piatelli, S. Scuito, E. Fattorusso, S. Magno, C. Santacroce and D. Sica (1975). Amino acids and low molecular weight carbohydrates of some marine red algae. *Phytochemistry*, 14:1549-1557
- Innamorati, M., L. Alberotanza, L. Lazzara, M. De Pol and M. Mannucci (1985). Popolamenti fitoplanctonici e condizioni idrologiche nel Mar Ligure. Resoconti dei rilevamenti in mare n.1. Campagna Ligure IV - N/O C.N.R. "L.F.Marsili" 10 marzo-9 aprile 1979, pp.1-40
- Innamorati, M., L. Alberotanza, M. De Pol, M. Mannucci, C. Nuccio, G. Fargion, G. Innocenti, G. Mori and L. Lazzara (1986a). Popolamenti fitoplanctonici e condizioni idrologiche nel Mar Ligure. Resoconti dei rilevamenti in mare n. 2. Campagna Ligure V - N/O C.N.R. "Bannock" 1-13 marzo 1980, pp.1-56
- Innamorati, M., L. Lazzara, C. Nuccio, M. De Pol, M. Mannucci, G. Fargion and G. Mori (1986b). Biomassa fitoplanctonica e condizioni idrologiche nell'alto Tirreno Toscano. Resoconti dei rilevamenti in mare n. 7. Campagna Alto Tirreno Toscano 1 - N/O "Minerva" - 3-9.9.1985. Campagna Alto Tirreno Toscano 2 - N/O "Minerva" - 22-28.11.1986, pp.1-95
- Innamorati, M., C. Nuccio, C. Lenzi-Grillini, M. De Pol and M. Mannucci (1989a). Biomassa, produzione e specie fitoplanctoniche nel mare antistante lo scarico termico della centrale elettrica di Torre del Sale (Golfo di Follonica). *Resoconti dei rilevamenti in mare*, n. 5, Firenze, pp.1-44
- Innamorati, M., L. Lazzara, C. Nuccio, M. De Pol, M. Mannucci and G. Mori (1989b). Popolamenti fitoplanctonici e condizioni idrologiche nell'Arcipelago toscano. *Resoconti dei rilevamenti in mare*, n.6, Firenze, pp.1-115
- Innamorati, M., G. Mori, L. Lazzara, G. Ceccatelli, M. De Pol, S. Buzzichelli and S. Cavalieri (1989). Il fitoplancton nel mare inquinato dal fiume Arno (San Rossore 1983-1986). *Oebalia*, XV-1, N.S, pp.427-439
- Innamorati, M., L. Lazzara, C. Nuccio, G. Mori, L. Massi and V. Cherici (1992). Il fitoplancton dell'alto Tirreno: condizioni trofiche e produttive. Atti del 9° Congresso A.I.O.L. S.Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990, pp.199-205
- Ivanace I., (1995), Long-term changes of oceanographic properties and nutrient concentrations in the northern Adriatic. Ph.D. Thesis. "Rudjer Boskovic" Institute, University of Zagreb, Rovinj, 138 p. (in Croatian)
- Jimenez, F., J. Rodriguez, B. Bautista and V. Rodriguez (1986). Relation between chlorophyll, cell abundance and biovolume during a winter bloom in the Bay of Malaga (Alboran Sea). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):185
- Jochem, F. (1987). Zur Verkreitung und Bedeutung des autotrophen Ultraplanktons. Dipl. Arb. Univ. Kiel
- Johnson, G.L. (1982). In: Molecular aspects of cell regulation, edited by P. Cohen and S. Van Heyningen. Elsevier, Vol. 2 33 p.
- Jørgensen, E. (1923). Mediterranean Dinophysiaceae. Report on the Danish Oceanographical Expeditions 1908-10 to the Mediterranean and Adjacent Seas. Vol. II. Biology

- Jørgensen, B.B. (1980). Seasonal oxygen depletion in the bottom waters of a Danish fjord and its effect on the benthic community. *Oikos*, 34:68-76
- Jørgensen, S.E. (1988). *Fundamentals of Ecological Modelling*. Elsevier, Amsterdam, 391 p.
- Justic, D. (1987). Long-term eutrophication of the northern Adriatic Sea. *Mar.Pollut.Bull.*, 18(6):281-284
- Justic, D. (1988). Trend in the Transparency of the Northern Adriatic Sea 1911-1982. *Mar.Poll.Bull.*, 19(1):32-35
- Justic, D. (1991a). A Simple Oxygen Index for Trophic State Description. *Mar.Poll.Bull.*, 22(4):201-204
- Justic, D. (1991b). Hypoxic conditions in the northern Adriatic Sea: historical development and ecological significance. From Tyson, R.V. & Pearson, T.H., "Modern and Ancient Continental Shelf Anoxia", Geological Society Special Publication. 58:95-105
- Justic, D., T. Legovic and L. Rottini-Sandrini (1987). Trends in oxygen content 1911-1984 and occurrence of benthic mortality in the northern Adriatic Sea. *Estuar.Coast.Shelf Sci.*, 25:435-445
- Kaltenböck, E. and G.J. Herndl (in press). Ecology of amorphous aggregations (marine snow) in the Northern Adriatic Sea. IV. Dissolved nutrients and the autotrophic component associated with marine snow. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, (in press)
- Kao, C.Y. (1966). Tetrodotoxin, saxitoxin and their significance in the study of excitation phenomena. *Pharm.Rev.*, 18:997-1049
- Kao, C.Y. and S.E. Walker (1982). Active groups of saxitoxin and tetrodotoxin as deduced from actions of saxitoxin analogs on frog muscle and squid ax. *J.Physiol.(London)*, 323:619-637
- Kat, M. (1979). The occurrence of *Prorocentrum* species and coincidental gastro intestinal illness of mussel consumers. In: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North Holland, pp.215-220
- Kat, M. (1983). Diarrhetic mussel poisoning in the Netherlands related to the dinoflagellate *Dinophysis acuminata*. *Antonie v. Leeuwenhoek*, 49:417-427
- Kat, M. (1989). Toxic and nontoxic dinoflagellate blooms on the Dutch coast. In: Red tides: Biology, environmental sciences and toxicology, edited by T. Okaiki, D.M. Anderson, and T. Nemoto. Amsterdam. Elsevier, pp.73-76
- Kato, Y. and P.J. Scheuer (1975). The aplysiatoxins. *Pure Appl.Chem.*, 42:1-14
- Kelly, M. and M. Naguib (1984). Other examples from the Mediterranean region. In: Eutrophication in coastal marine areas and lagoons, a case study of "Lac de Tunis", *UNESCO Rep.Mar.Sci.*, 29, 22 p.
- Kempe, S. (1985). Compilation of carbon and nutrient discharge from major world rivers. In: Transport of carbon and minerals in major world rivers, edited by E.T. Degens and S. Kempe. SCOPE/UNEP Sonderband. Mitt. Geol.-Palaont. Inst. Univ. Hamburg. H. 58:3



- Kendal, M. (1991). Long-term data sets held at the Plymouth Marine Laboratory Presented at the workshop "Long-term data sets in european marine stations: Assessing the Biological Consequences of Global Change", (Blanes, Spain, May, 27-29, 1991)
- Kerr, S.R. (1974). Theory of size distribution in ecological communities. *J.Fish.Res.Board Can.*, 31:1859-1862
- Kerr, S.R. and R.A. Ryder (1992). Effects of cultural eutrophication on coastal marine fisheries: a comparative approach. *In: Marine coastal eutrophication*, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.599-612
- Kim, K-T. and M. Travers (1986). Caractères physique et chimique des étangs de Barre et Vaine (Côte Méditerranéenne Française). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):51
- Kimor, B., A.G. Moigis, V. Dohms and C. Stienen (1985). A case of mass occurrence of *Prorocentrum minimum* in Kiel Fjord. *Mar.Ecol.Progr.Ser.*, 27:209-215
- Kodama, M. (1989). Possible association of paralytic shellfish toxins-producing bacteria with bivalve toxicity. *In: Mycotoxins and phycotoxins '88*, edited by S. Natori, K. Hasimoto, and Y. Ueno. Amsterdam. Elsevier Science Publ, pp.391-398
- Kodama, M. (1990a). Possible association of marine bacteria with paralytic shellfish toxicity of bivalves. *Mar.Ecol.Prog.Ser.*, 61:203-206
- Kodama, M. (1990b). Possible links between bacteria and toxin production in algal blooms. *In: Toxic marine phytoplankton*, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson, New York. Elsevier Science Publishing Co., pp.52-61
- Kodama, M. and T. Ogata (1988). New insights into shellfish toxin. *Mar.Pollut.Bull.*, 19:559-564
- Koray, T. (1988). A multiple regression model to determine abundance of Diatoms in a polluted area (Izmir Bay, Aegean Sea). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):21
- Koray, T. (1990). Planktonic Protista associated with "color-tides" in Izmir Bay (Aegean Sea). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 32(1):212
- Koray, T. and B. Buyukisik (1988). Toxic dinoflagellate blooms in the Harbour region of Izmir Bay (Aegean Sea). *Rev.Int.Océanogr.Méd.*, LXXXI-LXXXII:25-42
- Koray, T. and B. Buyukisik (1992). Temperature, light and nutrient based model on spring primary production for heavily eutrophied subtropical coastal waters. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:257
- Koray, T., B. Buyukisik, A. Benli and S. Gokpinar (1992). Phytoplankton blooming and zooplankton swarms in eutrophied zones of Aegean Sea (Izmir Bay). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:257
- Krogh, P. (1987). Scientific report on paralytic shellfish poisons in Europe. Commission of the European Communities, Directorate General for Agriculture

- Krogh, P. (1989). Report of the Scientific Veterinary Committee (Section Public Health) on diarrhetic shellfish poisons in Europe. Commission on the European Committee (CEC), Directorate General for Agriculture
- Krogh, P., L. Edlar, E. Granéli and U. Nyman (1985). Outbreak of diarrhetic shellfish poisoning on the west coast of Sweden. *In*: Toxic dinoflagellates, edited by D. Anderson, A.W. Withe and D.G. Baden. Amsterdam. Elsevier, pp.501-504
- Krom, M.D., S. Brenner, L. Isrialov, B. Krumgalz and L. Gordon (1988). Dissolved nutrients in the Levantine Basin of the Eastern Mediterranean Sea. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):42
- Krom, M.D., N. Kress, S. Brenner and L.I. Gorden. (1991). Phosphorus limitation of primary productivity in the eastern Mediterranean Sea. *Limnol.Oceanogr.*, 36(3):424-432
- Krzanowski, J., S. Asai, W. Anderson, D. Martin, R. Lockey, S. Bukantz and A. Szentianyi (1981). Contractile effects of *Ptychodiscus brevis* toxin on canine airway smooth muscle. *Fed.Proc.Fed.Am.Soc.Exp.Biol.*, 40(3):721
- Kumagai, M., T. Yanagi, M. Murata, T. Yasumoto, M. Kat, P. Lassus and J.A. Rodriguez-Vazquez (1986). Okadaic acid as the causative toxin of diarrhetic shellfish poisoning in Europe. *Agric.Biol.Chem.*, 50:2853-2857
- Kume, H., A. Takai, H. Tokuno and T. Tomita (1989). Regulation of Ca<sup>2+</sup>-dependent K<sup>+</sup>-channel activity in tracheal myocytes by phosphorylation. *Nature*, 341:152-154
- Lakkis, S. (1991). Les Dinoflagelles des côtes libanaises: aspects écologiques. *Rev.Int.Océanogr.Méd.*, 101-102-103-104:115-123
- Lancelot, C., G. Billen, A. Sournia, T. Weisse, F. Colijn, M.J.W. Velduis, A. Davies and P. Wassmann (1987). *Phaeocystis* blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. *Ambio*, 16(1):38-46
- Langeland, G., T. Hasselgaard, K. Tangen, O.M. Skulberg and A. Hjelle (1984). An outbreak of paralytic shellfish poisoning in Western Norway. *Sarsia*, 69:185
- Lassus, P. (1984). Bilan des phénomènes d'eaux colorées et des perturbations observées dans le phytoplancton côtier pour l'année 1983. *Rapport ISTPM*, Nantes, 30 p.
- Lassus, P. (1988). Plancton toxique et plancton d'eaux rouges sur les côtes européennes. IFREMER, pp.1-97
- Lassus, P., M. Bardouil, J.P. Berthom, P. Maggi, P. Truquet and L. Le Déan (1988). Seasonal occurrence of *Dinophysis* sp. along the French coast between 1983 and 1987. *Aquat.Living Resour.*, 1:155-164
- Lassus, P., A. Herbland and C. Lebaut (1991). Dinophysis Blooms and Toxic Effects Along the French Coast. *World Aquaculture*, 22(4):49-54
- Lassus, P., F. Provniewski, P. Maggi, P. Truquet and M. Bardouil (1993). Wind-induced *Dinophysis acuminata* toxic blooms in the Antifer Area (France). *In*: Toxic phytoplankton blooms in the sea, edited by T.J. Smayda and Y. Shimizu. 5th Int. Conf. on Toxic Marine Phytoplankton, Newport, R.I., USA, 28 October-1 November 1991. Elsevier Science Publishers. B.V, pp.519-523

- Lawrence, J.F., C.F. Charbonneau, C. Ménard, M.A. Quilliam and P. Greig Sim (1989). Liquid chromatographic determination of domoic acid in shellfish products using the paralytic shellfish poison extraction procedure of the AOAC. *J. Chromatography*, 462:349-356
- Lazzara, L., M. Innamorati, C. Nuccio, A.R. Mazzoli and G. Ceccatelli (1989). Popolamenti fitoplanctonici dell'arcipelago toscano in periodo estivo. *Oebalia*, XV-1, N.S, pp.453-462
- Lee, J.S., T. Yanagi, R. Kenma and T. Yasumoto (1987). Fluorimetric determination of diarrhetic shellfish toxins by high-performance liquid chromatography. *Agric.Biol.Chem.*, 51:877-881
- Legovic, T., D. Petricioli and V. Zutic (1991a). Hypoxia in a pristine stratified estuary (Krka, Adriatic Sea). *Mar.Chem.*, 32:347-360
- Legovic, T., D.Vilicic, D. Petricioli and V. Zutic, V. (1991b). Subsurface *Gonyaulax polyedra* bloom in a stratified estuary. *Mar.Chem.*, 32:361-374
- Lelong, P.P., M.A. Bianchi and Y.P. Martin (1980). Dynamique des populations planctoniques et bactériennes au cours d'une production experimentale de phytoplancton marin naturel. II. Structure et physiologie des populations et leur interactions. *Can.J.Microbiol.*, 26:297-307
- Lenzi, M. (1992). Experiences for the management of Orbetello Lagoon: eutrophication and fishing. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990. *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.1189-1198
- Lenzi, M. and R. Salvatori (1986). Eutrofizzazione, distrofia e produzione ittica nella laguna di Orbetello. *Atti Mus.civ.Stor.nat.*, Grosseto N°9/10 31 dicembre, pp.45-55
- Leveau, M. and B. Coste (1987). Impact des apports rhodaniens sur le milieu pélagique du golfe du Lion. *Bull.Ecol.*, 18(2):119-122
- Leveau, M., S. Maestrini, P. Nival and A. Romana (1989). State of the eutrophication problem in France. In: Report of the meeting of the implications and control of undesirable plankton blooms. UNEP, Athens (4-6 April). UNEP (OCA) Med. WG.4/2, Annex III, pp.2-22
- Lieutaud, A., M.C. Ximenes and T. Moutin (1991). Lagoon eutrophication assesment with Nitrogen and Phosphorus contents: stocks in different compartments for rehabilitation purposes. Proceeding of the "Managing Mediterranean Wetlands and their Birds for the Years 2000 and Beyond Symposium". Grado (Italy), 3-13 February
- Loi, A., M. Massacesi, P. Mulas and G. Sarritzu (1981). An investigation on the condition of the coastal waters of the Gulf of Cagliari. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 27(9):183-188
- Lopez, J. and P. Arte (1971). Aguas rojas en el Mediterraneo occidental. *Publ.tecn.Dir.gen. Pesca marit.*, 10:399-412
- Lucas, D. (1985). La toxine produite par *Dinophysis acuminata*. IFREMER, Nantes

- Lüthy, J. (1979). Epidemic paralytic shellfish poisoning in western Europe, 1976. *In*: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North Holland, pp.15-22
- Magazzù, G. (1982). La crescita fitoplanctonica in alcuni ambienti lagunari del mare Mediterraneo. *Natural.Sicil.*, S.IV, 6, 2:337-359
- Magazzù, G., C. Caristi, F. Decembrini, G. Cimino and G. Pulicano (1991). Pollution chimique et eutrophisation de la Lagune Saumatre de Ganzirri (Messine). *Rev.Int.Océanogr.Méd.*, 101-102-103-104:53-61
- Maiti, B.C., R.H. Thomson and M. Mahendran (1978). The structure of caulerpin, a pigment from *Caulerpa algae*. *J.Chem.Res.*, 4:126-127
- Malej, A. (1993), Il problema della carenza di ossigeno nel Golfo di Trieste. *In*: Ipossie e anossie di fondali marini. L'Alto Adriatico e il Golfo di Trieste, edited by G. Orel, S. Fonda Umani and F. Aleffi. Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia, Direzione regionale dell'Ambiente, Trieste, pp.63-67
- Mancini, L. and G. Sansoni (1986). Considerazioni sugli effetti dell'eutrofizzazione delle acque sulla pesca marittima della costa emiliano-romagnola. *Nova Thalassia*, 8 Suppl. 3:259-265
- Mancini, L., A. Milandri, C. Nizzoli, M. Pirini, R. Poletti, M. Pompei and R. Viviani (1986). L'eutrofizzazione in rapporto ad alcuni aspetti igienico-sanitari delle acque costiere e dei prodotti della pesca. *Nova Thalassia*, 8 Suppl. 3:325-330
- Mancini, L., A. Milandri, M. Pirini, R. Poletti, M. Pompei, L. Volterra, F.A. Aulicino, L. Bonadonna, I. Di Girolamo, L. Mancini, B. Pietrangeli and L. Boni (1989). Eutrophication of coastal marine waters: bacteriological aspects. *L'igiene moderna* 92(2):227-255
- Mann, K.H. (1969). The dynamics of aquatic ecosystems. *In*: Adv. Ecol. Res. 6, edited by J.B. Cragg. London, New York. Academic Press
- Marano, G. and E. Rizzi (1985). Fitoplancton del litorale pugliese. *Nova Thalassia*, 7 Suppl. 3:423
- Marasovic, I. (1986). Occurrence of *Prorocentrum minimum* in Adriatic Sea. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):186
- Marasovic, I. (1989). Encystment and excystment of *Gonyaulax polyedra* during a red tide. *Estuar.Coast.Shelf.Sci.*, 28:35-41
- Marasovic, I. (1990). Summer phytoplankton blooms in the Kastela Bay (Adriatic Sea) from 1980 to 1990. *Red Tide Newsletter*, 3, 3 p.
- Marasovic, I. and I. Vukadin (1982). Red tide in the Vranjic basin (Kastela bay). *Biljeske. Notes Inst. za. Oceanograf. ribarstvo. Split SFR, Jugoslavija* 48:1-7
- Marasovic, I. and T. Pucher-Petkovic (1985). Effects of eutrophication on the coastal phytoplankton community. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 29(9):137-139

- Marasovic, I. and T. Pucher-Petkovic (1987). Ecological observations of a locally limited summer bloom. *In*: Papers presented at the FAO/UNEP meeting on the effects of pollution on marine ecosystems. Blanes, Spain, 1985. *FAO Fish.Rep.*, 352 (suppl.) pp.167-174
- Marasovic, I., T. Pucher-Petkovic and V. Alegria-Hernandez (1988). Phytoplankton productivity of the Adriatic Sea in relation to pelagic fisheries. *Biljeske-Notes Inst.Oceanogr.Fish., Spit (72):*1-8
- Marasovic, I., T. Pucher-Petkovic and V.J. Petrova-Karadzova (1990). *Prorocentrum minimum* (Dinophyceae) in the Adriatic and Black Sea. *J.Mar.Biol.Assoc.U.K.*, 70:473-476
- Marasovic, I., M. Gacic, V. Kovacevic, N. Krstulovic, G. Kuspilic, T. Pucher-Petkovic, N. Odzak and M. Solic (1991). Development of the red tide in the Kastela Bay (Adriatic Sea). *Mar.Chem.*, 32:375-385
- Marcaillon-Le Baut, C. and P. Masselin (1990). Recent data on diarrhetic shellfish poisoning in France. *In*: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier, pp.487-492
- Marceron, M. (1987). Mortalités de poissons en Baie de Vilaine (Juillet 1984). Causes, mécanismes, propositions d'action. *Report IFREMER/DERO-87. 14-EL*, 99 p.
- Marchetti, R. (1985). Indagini sul problema dell'eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. Ed. Regione Emilia-Romagna: Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo. Bologna, pp.1-308
- Marchetti, R. (1987). L'Eutrofizzazione. Un Processo Degenerativo delle Acque. Collana Scientifica. Ed. Franco Angeli Libri, Milano
- Marchetti, R. (1990). Algal blooms and gel production in the Adriatic Sea. Proc. Workshop "Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones", *Water Poll.Res.Rep. 16*, Roma, 28-30 May, pp.21-42
- Marchetti, R. and N. Verna (1992). Quantification of the phosphorus and nitrogen loads in the minor rivers of the Emilia-Romagna coast (Italy). A methodological study of the use of theoretical coefficients in calculating the loads. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.315-336
- Maretic, Z., M. Bujan and I. Pojed (1977). Mutamenti nelle condizioni ecologiche della baia di Pola e fenomeno della "marea rossa" dovuta alla presenza di dinoflagellati. Atti "Seminario internazionale sui problemi di eutrofizzazione lungo le coste dell'Emilia-Romagna", Bologna, 25-26 febbraio 1977, pp.112-113
- Margalef, R. (1968). Présence de *Chattonella subsalsa* Biecheler dans le port de Barcelone. *Rap.P.-V.Réun.CIESM*, 19(3):581-582
- Margalef, R. (1969). Primary production in aquatic environments, edited by R.A. Vollenweider, IBP Handbook no. 12
- Martin, D.F. and A.B. Chatterjee (1969). Isolation and characterization of a toxin from the Florida red tide organism. *Nature*, 221:59

- Martin, J.-M., F. Elbaz-Poulichet, C. Guieu, M.-D. Loye-Pilot and G. Han (1989). River versus atmospheric input of material to the Mediterranean: an overview. *Mar.Chem.*
- Martinez, R., R.A. Arnone and Z. Velasquez (1990). Chlorophyll *a* and respiratory electron transport system activity in microplankton from the surface water of the Western Mediterranean. *J.Geophys.Res.*, 95:1615-1622
- McFarren, E.F., M.L. Schafer, J.E. Campbell, K.H. Lewis, E.T. Jensen and E.J. Schantz (1960). Public health significance of paralytic shellfish poison. *Advan.Food Res.*, 10:135
- McFarren, E.F., H. Tanabe, F.J. Silva, W.B. Wilson, J.E. Campbell and K.H. Lewis (1965). The occurrence of a ciguatera-like poison on oysters, clams and *Gymnodinium breve* cultures. *Toxicon*, 3:111-123
- McGill, D.A. (1969). A budget for dissolved nutrient salts in the Mediterranean Sea. *Cah.Oceanogr.*, 21:543-554
- Ménesguen, A. (1990). Eutrophication along the french coast. Proc. workshop "Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones", *Water Poll.Res.Rep.* 16, Roma, 28-30 May, pp.63-82
- Merrill, J.E. (1991). "Aqua culture methods for use in managing eutrophicated waters" Presented at: Ecological Protection of the Adriatic, Urbino, Italy, SOGESTA, 21-22 February 1991, pp.25-32
- Mihnea, P.E. (1979). Some specific features of dinoflagellate *Exuviaella cordata* Ost. blooming in the Black Sea. In: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North-Holland, pp.77-82
- Mihnea, P.E. (1992). Conventional methods applied in pollution control of the Romanian coastal waters of the Black Sea. In: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.1165-1178
- Miller, C.E. (1955). *Soil Fertility*. New York. John Wiley & Sons
- Minas, M., B. Coste, P. Le Corre, H.J. Minas, T.T. Packard and P. Raimbault (1983). Rôle de la circulation en mer d'Alboran au voisinage du détroit de Gibraltar, sur le système production-régénération (Campagne MEDIPROD IV du Jean-Charcot). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 28(7):59-61
- Mingazzini, M., A. Rinaldi and G. Montanari (1992). Multi-level nutrient enrichment bioassays on North Adriatic coastal waters; In: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.115-131
- Ministero della Sanità (1978). D.M. 27 aprile 1978:"Norme concernenti i requisiti microbiologici, biologici, chimici e fisici delle zone acquee sedi di banchi e di giacimenti naturali di molluschi eduli lamellibranchi e delle zone acquee destinate alla molluschicoltura, ai fini della classificazione in approvate, condizionate e precluse". *Gazz. Uff.* n. 125 del 8/5/1978

- Ministero della Sanità (1990a). D.M. 1° agosto 1990, n. 256: "Regolamento recante modificazioni al decreto ministeriale 27 aprile 1978 concernente i requisiti microbiologici, biologici, chimici e fisici delle zone acquee sedi di banchi e di giacimenti naturali di molluschi eduli lamellibranchi e delle zone destinate alla molluschicoltura, ai fini della classificazione in approvate, condizionate e precluse". *Gazz. Uff.* n. 211 del 10/9/1990, Suppl.
- Ministero della Sanità (1990b). D.M. 1° agosto 1990, n. 257: "Regolamento recante modificazioni al decreto ministeriale 5 ottobre 1978 concernente i requisiti microbiologici, chimici e biologici dei molluschi eduli lamellibranchi in relazione alla loro destinazione. Modalità di prelievo dei molluschi eduli da sottoporre ad analisi durante le varie fasi della produzione e commercializzazione". *Gazz. Uff.* n. 211 del 10/9/1990, Suppl.
- Ministero della Sanità (1990c). D.M. 1° settembre 1990: "Metodi di analisi per la determinazione delle biotossine algali nei molluschi bivalvi, nonché per la determinazione qualitativa e quantitativa dei popolamenti fitoplanctonici nelle acque marine adibite alla molluschicoltura". *Gazz. Uff.* n. 218 del 18/9/1990
- Miracle, M.R., E. Vicente and J.M. Soria (1988). The Albufera of Valencia, an hypertrophic stressed ecosystem. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):64
- Modigh, M., M. Ribera d'Alcalà, V. Saggiomo, G. Forlani and E. Tosti (1985). Time relationship between physico-chemical and biological properties of phyto-plankton blooms in the inner part of the Gulf of Naples, summer 1983. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 29(9):109-110
- Montanari, G., G. Nespole and A. Rinaldi (1984). Formazione di condizioni anossiche nelle acque marine costiere dell'Emilia-Romagna dal 1977 al 1982. *Inquinamento*, 11:33-39
- Montoya, F.J. (1991). An Administrative Regulation Pattern of Coastal Management for Mediterranean Sea: Spanish Shores Act, July 1988, *Mar.Pollut.Bull.*, 23:769-771
- Montesor, M., C. Salafia, A. Solazzi, C. Tolomio and M. Marzocchi (1981). I popolamenti fitoplanctonici nell'Adriatico occidentale (primavera-estate 1978). Convegno delle Unità Operative Afferenti ai Sottoprogetti Risorse Biologiche e Inquinamento Marino, Roma, 10-11 Novembre
- Montesor, M., D. Marino, A. Zingone and G. Dafnis (1990). Three *Alexandrium* species from coastal Tyrrhenian waters (Mediterranean Sea). In: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier Science Publishing Co., pp.82-87
- Moore, R.E. (1984). Public health and toxins from marine blue-green algae. In: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C. American Chemical Society, pp.369-376
- Moro, I. and C. Andreoli (1991). Presenza e distribuzione di microalghe tossiche in Adriatico. *Giorn.Bot.It.*, 125(3):309
- Mortensen, A.M. (1985). Massive fish mortalities in the Faroe Islands caused by a *Gonyaulax excavata* red tide. In: Toxic dinoflagellates, edited by D.M. Anderson, A.W. White and D.G. Baden. Proceedings of the Third International Conference on toxic dinoflagellates. New York. Elsevier Science Publ. Co. Inc., pp.165-170

- Morton, B. (1989). Pollution of the coastal waters of Hong Kong. *Mar.Pollut.Bull.*, 20:310-318
- Murakami, Y., Y. Oshima and Y. Yasumoto (1982). Identification of okadaic acid as a toxic component of a marine dinoflagellate *Prorocentrum lima*. *Bull.Jpn.Soc.Fish.*, 48:69-72
- Murata, M., B. Shimitani, H. Sugitani, Y. Oshima and T. Yasumoto (1982). Isolation and structural elucidation of the causative toxin of diarrhetic shellfish poisoning. *Bull.Jpn.Soc.Sci.Fish.*, 48:549-552
- Murata, M., M. Sano, T. Iwashita, H. Naoki and T. Yasumoto (1986). The structure of pectenotoxin-3, a new constituent of diarrhetic shellfish toxins. *Agric.Biol.Chem.*, 50:2693-2695
- Murata, M., M. Kumagai, J.S. Lee and T. Yasumoto (1987). Isolation and structure of yessotoxin, a novel polyether compound implicated in diarrhetic shellfish poisoning. *Tetrahedron*, 28:5869-5872
- Music, S.L., J.T. Howell and C.L. Broumbach (1973). Red tide - its public health implications. *J.Fla.Med.Assoc.*, 60:27-29
- Mynderse, J.S., R.E. Moore, M. Kashiwagi and T.R. Morton (1977). Antileukemic activity in the Oscillatoriaceae: isolation of debromoaphysiatoxin from *Lyngbya*. *Science*, 196:538-540
- Nakajima, M. (1965). Studies on the source of shellfish poison on Lake Hamana. I. Relation of the abundance of a species of dinoflagellate, *Prorocentrum sp.* *Bull.Jap.Soc.Sci.Fish.*, 31:198-203
- Nakajima, M. (1968). Studies on the source of shellfish poison in Lake Hamana. IV. Identification and collection of the noxious dinoflagellates. *Bull.Jap.Soc.Sci.Fish.*, 34:130-131
- Nakajima, I., Y. Oshima and T. Yasumoto (1981). Toxicity of benthic dinoflagellates in Okinawa. *Bull.Jap.Soc.Sci.Fish.*, 47:1029-1033
- Nakanishi, K. (1985). The chemistry of brevetoxins: A review. *Toxicon*, 23:473-479
- Nakopoulou, C., R. Psyllidou-Giouranovits and N. Friligos (1992). Nutrient investigation in the Saronikos Gulf, Aegean Sea, (1987-1990). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:177
- Neiland, S. (1991). "Long term studies on the macrobenthic infauna of Kinsale Harbour (South coast of Ireland)" Presented at the workshop "Long-term data sets in european marine stations: Assessing the Biological Consequences of Global Change", Blanes, Spain, May, 27-29, 1991
- O'Kane, J.P., V. Smetacek and E. Todini (1990). The Adriatic slime blooms: a hypothetical scenario of causative mechanisms and possible contribution of mathematical modelling. In: Eutrophication related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones. Accademia Nazionale dei Lincei, Rome, pp.225-238



- O'Kane, J.P., M. Suppo, E. Todini and J. Turner (1992). Physical intervention in the lagoon of Sacca di Goro. An examination using a 3-D numerical model. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.489-510
- Odum, E. (1971). *Fundamentals of Ecology*. Ed. W.B. Saunders Company. Philadelphia
- OECD (Vollenweider, R.A. and J.J. Kerekes) (1982). Eutrophication of Waters:Monitoring, Assessment and Control. Ed. OECD, Paris
- Okaichi, T. (1979). Personal communication (Shimizu, 1979)
- Okaichi, T. and Y. Imatomi (1979). Toxicity of *Prorocentrum minimum* var *mariae-lebour* assumed to be a causative agent of short-necked clam poisoning. *In*: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North Holland, pp.385-389
- Okaichi, T., D.M. Anderson and T. Nemoto. (eds.) (1987). Red Tides -Biology, Environmental Science and Toxicology. Proc. 1st Int. Symp. on Red Tides, Takamatsu, Kagawa Pref. Japan, Nov. 10-14, New York. Elsevier
- Okaichi, T., D.M. Anderson and T. Nemoto. (eds.) (1988). Toxic Algal Blooms: Hazards to Shellfish Industry. The Journal of Shellfish Research. Special Issue
- Olmo, M.V. and M. Poli Molinas (1970). Un terzo anno di osservazioni sull'apporto in sali nutritivi di alcuni corsi d'acqua sfocianti nell'Adriatico. *Note del Lab.di Biol. Mar. e Pesca*, Fano, III, 8:177-224
- Omerik, J.M. (1977). Non-point source stream nutrient relationships: a nation-wide study. US-EPA REP. 600-/3-77-105. Corvallis, Oregon
- Orel, G. (1990). Apporti Trofici e Biocenosi Marine. *Sc.Dir.Econ.Amb.*, 3:12-18
- Oshima, Y., Y. Kotaki, T. Harada and T. Yasumoto (1984). Paralytic shellfish toxins in tropical waters. *In*: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C. American Chemical Society, pp.161-170
- Ottway, B., M. Parker, D. McGrath and M. Crowley (1979). Observation on a bloom of *Gyrodinium aureolum* Hulbert on the South coast of Ireland, Summer 1976, associated with mortalities of littoral and sublittoral organisms. *Ir.Fish.Invest. Ser. B.* 18:1-9
- Pagou, K. (1990). Eutrophication problems in Greece. Proc. workshop "Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones", *Water Pollution Research Report 16*, Roma, 28-30 May, pp.97-114
- Pagou, K. and L. Ignatiades (1990). The periodicity of *Gymnodinium breve* (Davis) in Saronicos Gulf, Aegean Sea. *In*: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier, pp.206-208
- Panagiotides, P., O. Gotsis-Skretas and N. Friligos (1989). Observations on the occurrence of a bloom of the species *Gonyaulax tamarensis* in Kavala Gulf during August 1986. Proc. 2nd Hellenic Symposium of Oceanography and Fisheries, Athens 1987, pp.417-425

- Paulmier, G. (1977). Note sur les organismes responsables d'eaux rouges. *Rapport Interne ISTPM*, France
- Paulmier, G., J.P. Joly, C. Etourneau and H. Tillaye Du Boullay (1984). Manifestations de *Dinophysis acuminata* sur le littoral haut et bas normand pendant l'été 1983. *Rev. Trav.Inst.Pêches Marit.*
- 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
- Penna, N., (1990). Monitoring of the Marche coastal waters in 1988-1989. In: Atti Conv.: "Emergency Adriatic", held in Urbino, Italy, 7 Novembre 1989, pp.77-92
- Penna, N., G. Montanari and A. Rinaldi (1986). Analisi dei dati relativi al fenomeno dell'eutrofizzazione ricavati dal monitoraggio svolto negli anni 1985-86 lungo la fascia costiera pesarese. *Studi Urbinati*, Anno LIX, Serie C, 28
- Perdicaro, R. (1985). Effetti della riduzione del carico eutrofizzante sulle condizioni chimico-fisiche del lago di Sabaudia. *Nova Thalassia*, 7, Suppl. 3:343-348
- Perdicaro, P., P. Magliocchetti Lombi and A. Giangrande (1980). Ricerche sul Lago di Sabaudia:considerazioni a seguito della crisi distrofica verificatasi nel luglio 1979. *Quaderni Ist. Idrobiol. Acquacolt. Brunelli*, 2:3-23
- Perez, J.M., P. Laborde, J.C. Romano and Y. Souza-Lima (1986). Eau rouge à *Noctiluca* sur la côte de Provence en juin 1984. Essai d'interprétation dynamique. *Ann.Ins.Oceanog.*, 62(1):85-116
- Peters, R.H. (1983). The ecological implications of body size. Cambridge University Press
- Petrova-Karadzhova, V.J. (1984). Change of plankton flora of bulgarian Black Sea coast under influence of eutrophication. *Proc.Inst.Fish.*, Varna, 21:105-112
- Petrova-Karadzhova, V.J. (1985). A "Red Tide" of *Prorocentrum micans* Ehr. and *Exuviella cordata* Ost. in the Bay of Varna in November 1984. Bulg. Acad. of scien., *Hydrobiology*, Sofia, 26:70-74
- Petrova-Karadzhova, V.J. (1986). Dynamique du phytoplancton du littoral bulgare de la mer Noire en conditions d'eutrophication. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):187
- Pettine, M., T. La Noce, R. Pagnotta, A. Puddu and C. Blundo (1983). Dinamica dei nutrienti. L'esperimento Tevere. Influenza di un fiume sull'ecosistema marino prospiciente la sua foce. *Quad.Ist.Ric.Acque*, 66:61-92
- Pettine, M., T. La Noce, R. Pagnotta and A. Puddu (1985). Organic and trophic load of major Italian rivers. Proc. SCOPE/UNEP Sonderband Helft 58. Mitt.Geol.-Palaont.Inst.Univ. Hamburg. Hamburg April 1985, pp.417-429
- Phillips, D.J.H. and S. Tanabe (1989). Aquatic pollution in the far east. *Mar.Pollut.Bull.*, 20:297
- Piccinetti, C. (1986). Effetti dell'eutrofizzazione sulla pesca. *Nova Thalassia*, 8, Suppl. 3:281-289

- Piccinetti, C. and G. Manfrin (1969). Osservazioni sulla mortalità di pesci e di altri organismi verificatasi nel 1969 in Adriatico. *Note del Lab. Biol. Mar. e Pesca*, Fano, III, 4:73-92
- Pierce, R.H. (1986). Red tide (*Ptychodiscus brevis*) toxin aerosols: A review. *Toxicon*, 24(10):955-956
- Pierce, R.H. (1987). Cooperative scientific effort identifies red tide toxin. *Environs* (The Marine Biomedical Center). *Newsletter*, 10(4):7-12
- Pierce, R.H., R.C. Brown and J.R. Kucklick (1985). Analysis of *Ptychodiscus brevis* toxins by reverse phase HPLC. *In*: Toxic dinoflagellates, edited by D.M. Anderson A.W. White and D.G. Baden. New York. Elsevier, pp.309-314
- Piretti, M.V., L. Boni, L. Volterra and R. Viviani (1989). Ricerca scientifica e monitoraggio della tossicità delle alghe marine lungo la costa emiliano-romagnola. Rapporto redatto per la Regione Emilia-Romagna, Assessorato Sanità. Unpublished data
- Piriou, J.Y. (1986). Les Marées vertes sur le littoral breton. Bilan 1985. *Report IFREMER/DERO-86. 29-EL*, 79 p.
- Platt, Y. and K. Denman (1977). Organisation in the pelagic ecosystem. *Helgolander Wiss. Meeresunters.* 30:575-81
- Pojed, I. and S. Kveder (1977). Investigation of nutrient limitation of phytoplankton production in the northern Adriatic by enrichment experiments. *Thalassia Jugosl.*, 13:13-24
- Poli Molinas, M. and M.V. Olmo (1968). L'apporto in sali nutritivi di alcuni corsi d'acqua sfocianti nell'Adriatico. *Note del Lab. Biol. Mar. e Pesca*, Fano, II, 6:85-116
- Poli Molinas, M. and M.V. Olmo (1969). Ulteriori osservazioni sull'apporto in sali nutritivi di alcuni corsi d'acqua sfocianti nell'Adriatico. *Note del Lab. Biol. Mar. e Pesca*, Fano, III, 3:41-72
- Poli, M.A., T.Y. Mende and D.G. Baden (1986). Brevetoxins, unique activators of voltage. Sensitive sodium channels, bind to specific sites in rat brain synaptosomes. *Molec.Pharmacol.*, 30:129-135
- Porter, K.S. (ed.) (1975). Nitrogen and Phosphorus:Food Production, Waste and the Environment. Ann Arbor Science Publishers
- Precali, R. (1995). Analysis of pluriannual changes of primary production in the northern Adriatic and estimation of the eutrophication degree. Ph.D. Thesis. "Rudjer Boskovic" Institute, University of Zagreb, Rovinj, 146 p. (in Croatian)
- Provasoli, L. (1963). Organic regulation of phytoplankton fertility. *In*: The Sea, edited by M.N. Hill. New York. John Wiley & Sons Inc. Interscience
- Provasoli, L. (1979). Recent progress, an overview. *In*: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North-Holland, pp.1-14
- Provini, A.,R. Mosello, M. Pettine, A. Puddu, E. Rolle and F.M. Spaziani (1979). Metodi e problemi per la valutazione dei carichi di nutrienti. *In*: Atti, Convegno sulla eutrofizzazione in Italia, Roma, edited by R. Marchetti, 3-4 ottobre 1978. CNR, AC/2/45-70, pp.121-158

- Provini, A., G.F. Gaggino and S. Galassi (1980). Po e Adige: valutazione statistica della frequenza di campionamento in un programma di monitoraggio. *Ing.Ambientale*, 9:379-390
- Provini, A., G. Crosa and R. Marchetti (1992). Nutrient export from the River Po basin and the River Adige Adige Basin over the last 20 years. *In*: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.291-313
- Pucher-Petkovic, T. and I. Marasovic (1988). Indications d'eutrophisation des eaux du large de l'Adriatique Centrale. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):226
- Pucher-Petkovic, T. and I. Marasovic (1992). Trophic characteristics of the Sibenik Bay (Middle Adriatic). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:372
- Pucher-Petkovic, T., I. Marasovic, I. Vukadin and L. Stojanoski (1988). Time series of production parameters indicating eutrophication in the middle Adriatic waters. *FAO Fish.Rep.*, 394:41-50
- Quilliam, M.A., M.W. Gilgan, S. Pleasance, A.S.W. de Freitas, D. Douglas, L. Fritz, T. Hu, J.C. Marr, C. Smyth and J.L.C. Wright (1991). Confirmation of an incident of diarrhetic shellfish poisoning in eastern Canada. UNESCO-IOC-SCOR Workshop on Programme Development for Harmful Algal Blooms, Rhode Island, USA, 2-3 November, pp.18-19
- Radach, G. and J. Berg, (1986). Trends in den konzentrationen der Nahrstoffe and des phytoplanktons in der Helgolander Bucht (Helgoland Reede Daten). *Ber.Biol.Anst.Helgol.*, 2:63
- Rajar, R. and M. Certina (1991). "Modelling wind-induced circulation and dispersion in the Northern Adriatic" *In*: XXIV Congress of International Association for Hydraulic Research, Madrid
- Rampi, L. (1951). Ricerche sul fitoplancton nel mare Ligure. *Atti Acc. Ligure di Scienze e Lettere* 8:1-50
- Ray, S.M. (1971). Paralytic shellfish poisoning:a status report. *Current Topics in Comparative Pathobiology*, 1:171
- Ray, S.M. and D.W. Aldrich (1965). *Gymnodinium breve*:induction of shellfish poisoning in chicks. *Science*, 148:1748
- Reckhow, K.H., M.N.N. Beaulac and J.T. Simpson (1980). Modelling phosphorus loading in lake response under uncertainty:a manual and compilation of export coefficients. US-EPA Rep. 440/5-80-011. Corvallis, Oregon Red Tide Newsletter. Sherkin Island Marine Publication. Vol. 1-5, 1988/1989/1990/1991/1992
- Redfield, A.C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* 46:205-222
- Regione Emilia-Romagna (1981-1991). Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. Rapporti annuali.(A. Rinaldi ed) Studi e documentazioni, Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo, Regione Emilia-Romagna, Bologna

- Regione Emilia-Romagna (1983). Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. Rapporti annuali.(A. Rinaldi ed) Studi e documentazioni, Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo, Regione Emilia-Romagna, Bologna, pp.1-311
- Regione Emilia-Romagna (1984). Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. Rapporti annuali.(A. Rinaldi ed) Studi e documentazioni, Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo, Regione Emilia-Romagna, Bologna, pp.1-317
- Regione Emilia-Romagna (1985). Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. Rapporti annuali.(A. Rinaldi ed) Studi e documentazioni, Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo, Regione Emilia-Romagna, Bologna, pp.1-315
- Regione Emilia-Romagna (1988). Eutrofia e distrofia nella Sacca di Goro. I risultati di uno studio condotto negli anni 1987 e 1988. (A. Rinaldi ed) Studi e documentazioni, Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo, Regione Emilia-Romagna, Bologna, pp.1-212
- Regione Emilia-Romagna (1990). Crociera oceanografica Po-Gargano (settembre 1989). Caratterizzazione fisico-chimica e trofica della fascia costiera con il rilevamento dei principali inquinanti.(A. Rinaldi ed) Studi e documentazioni, Assessorato Ambiente e Difesa del Suolo, Regione Emilia-Romagna, Bologna, pp.1-93
- Regione Emilia-Romagna (1991). Il sistema depurativo emiliano-romagnolo nell'area Po-alto Adriatico. Rapporto dell'Assessorato Ambiente, Bologna, pp.1-54
- Regione Veneto (1991). Piano per il rilevamento delle caratteristiche qualitative e quantitative dei corpi idrici della Regione Veneto. Qualità delle acque marine di balneazione nella Regione Veneto. Anni 1984-1987. Volume 1 e 2
- Reish, D.J. (1963). Mass mortality of marine organisms attributed to the "red tide" in Southern California. *Calif.Fish and Game*, 49(4):165-170
- Reuss, M. (1990). Economic assessment and optimisation of actions. Water Pollution Research Report 16. Proc: Eutrophication related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean coastal zones.Rome, Italy, 28-30 May 1990, pp.43-58
- Revelante, N., W.T. Williams and M. Gilmartin (1984). A numerical assessment of the temporal and spatial distribution of phytoplankton assemblages in the Northern Adriatic Sea. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.*, 77:137-150
- Ribera d'Alcalà, M., M. Modigh, M. Moretti, V. Saggiomo, M. Scardi, G. Spezie and A. Zingone (1989). Una storia infinita. Eutrofizzazione nella baia di Napoli. *Oebalia*, XV-1, N.S. pp.491-501
- Richie, J.M. and R.B. Rogart (1977). The binding of saxitoxin and tetrodotoxin to excitable tissue. *Rev.Physiol.Biochem.Pharmacol.*, 79:1-50
- Riedl, R. (1991). Fauna e flora del Mediterraneo, dalle alghe ai mammiferi:una guida sistematica alle specie che vivono nel mar Mediterraneo. Collana Scienze Naturali, Ed. Muzzio, Padova, 778 p.

- Riggio, S., G. D'Anna and M.P. Sparla (1992). Coastal eutrophication and settlement of mussel beds in NW Sicily: remarks on their significance. 25th European Marine Biology Symposium "Marine Eutrophication and Population Dynamics", Ferrara, 10-15 Settembre, 1990, pp.117-120
- Riley, G.P. and R. Chester (1971). Introduction to Marine Chemistry. London & New York. Academic Press
- Rinaldi, A. (1990). Eutrophy and dystrophy in the North-West Adriatic, causes and interventions. Atti del Convegno:"Emergency Adriatic", Urbino, Italy, 7 November 1989, pp.39-51
- Rinaldi, A. and G. Montanari (1988). Eutrophication in the Emilia-Romagna coastal waters in 1984-1985. *Ann.N.Y.Acad.Sci.*, 534:959-977
- Rinaldi, A., G. Montanari and A. Ferrari (1988). Eutrophie et dystrophie dans la lagune de Goro (Sacca di Goro). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):58
- Rinaldi, A., G. Montanari, A. Ghetti and C.R. Ferrari (1993). Anossie nelle acque costiere dell'Adriatico Nord-occidentale. Loro evoluzione e conseguenze sull'ecosistema bentonico. *Biologia Marina, Suppl. Notiziario SIBM*, 1:79-89
- Rinaldi, A., R.A. Vollenweider, G. Montanari, C.R. Ferrari and A. Ghetti (1995). Mucilage sin Italian seas: the Adriatic and Tyrrhenian seas, 1988-1991. Proc. Inter. Workshop Cesenatico 10-12 September, 1992, (R.A. Vollenweider and A. Rinaldi eds). *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, V. 165 (1995), pp.165-183
- Risk, M., Y.Y. Lin, R.D. MacFarlane, V.M. Sadagopa-Ramanujam, L.L. Smith and N.M. Trieff (1979). Purification and chemical studies on a major toxin from *Gymnodinium breve*. In: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger, Elsevier North Holland, pp.335-344
- Rismal, M. "Water reuse technologies, possibilities and their contribution to sea quality protection" University of Ljubljana, Slovenia (personal communication)
- Roberts, K.J., A.M. Bullock, M. Turner, K. Jones and P. Tett (1983). Mortalities of *Salmo gairdneri* exposed to cultures of *Gymnodinium aureolum*. *J.Mar.Biol.Assoc.U.K.*, 63(4):741-743
- Rosenberg, R. (1985). Eutrophication the future marine coastal nuisance? *Mar.Pollut.Bull.*, 16(6):227-231
- Rosenberg, R., O. Lindahl and H. Blank (1988). Silent spring in the Sea. *Ambio*, 17:4
- Rossi, N., C. Ciavatta and L. Vittori Antisari (1991). Seasonal pattern of nitrate losses from cultivated soil with subsurface drainage. *Water, Air and Soil Pollution*, 60:1-10
- Rossi, N., C. Ciavatta and P. Sequi (1992). Contribution of agricultural land in the Po Valley to coastal eutrophication of the Adriatic Sea. In: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.349-364
- Russo, G.F. (1982). Distribuzione della malacofauna di fondo mobile nella rada di Augusta. *Boll. Mus. Ist. Univ. Genova*, 50 (suppl.), pp.325-331

- Rydberg, L. (1982). Nutrient conditions and nutrient flow within the Southeastern Kattegat. *Vatten*, 38 p.
- Ryther, J.H. and G. Dunstan (1971). Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, 171 p.
- Saad, M.A.H. (1973). Catastrophic effects of pollution on Egyptian waters near Alexandria. Atti 5° Coll. int. oceanogr. med. Messina, pp.553-572
- Saad, M.A.H. and E.I.M. Hemeda (1992a). Effect of pollution on the Western Harbour of Alexandria. I. Environmental characteristics. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.737-753
- Saad, M.A.H. and E.I.M. Hemeda (1992b). Effect of pollution on the Western Harbour of Alexandria. II. Nutrient salts. In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.755-772
- Sacchetti, A. (1983). Il controllo e le ricerche sulle alghe tossiche. In: Atti del Convegno "Eutrofizzazione dell'Adriatico. Ricerche e linee di intervento", Bologna, Italy, 18-20 maggio, Regione Emilia-Romagna, pp.257-263
- Sakai, R., I. Ikeda, H. Kitani, H. Fujiki, F. Takaku, F. Rapp, T. Sugimura and M. Nagao (1989). *Proc.Natl.Acad.Sci.USA*, 86:9946-9950
- Salen Picard, C. (1981). Evolution d'un peuplement de la vase terrigène côtière soumise à des réjets de dragages dans le golfe de Fos. *Thetys*, 10:83-88
- Saliba, L.J. (1989). Regional measures for marine pollution control in the Mediterranean. *Mar.Pollut.Bull.*, 20(1):12-17
- Salkowski, E. (1885). Zur Kenntniss des Giftes der Miesmuschel (*Mytilus edulis*). *Arch.Pathol.Anat.Physiol.*, 102:578
- Samanidou, V., K. Fytianos and G. Vasilikiotis (1986). Distribution of nutrients in the Thermaikos Gulf, Greece. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):131
- Sampayo, M.A. de M., P. Alvito, S. Franca and I. Sousa (1990). *Dinophysis spp.* toxicity and relation to accompanying species. In: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier Science Publishing Co., pp.215-220
- Samson Kechacha, F.L. and T. Touahria (1992). Populations phytoplanctoniques et successions écologiques dans une Lagune saumâtre: le Lac El-Mellah (Algérie). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:103
- Santiago, S. (1991). Biodisponibilité du phosphore lié aux sédiments en suspension du Rhône et d'autres effluents du Léman. Thèse 2483, Institut F.-A. Forel, Université de Genève
- Santiago, S., R.L. Thomas, L. McCarthy, J.L. Loizeau, G. Larbaitg, C. Corvi, D. Rossel, J. Tarradellas and J.P. Vernet (1992). Particle size characteristics of suspended and bed sediments in the Rhone River. *Hydrobiological Processes*, V. 6. New York. John Wiley & Sons

- Sato, S., P. Nogueira, M. Paranageua and E. Eskenazi (1963-64). On the mechanism of red tide of *Trichodesmium* in Recife, northeastern Brazil with some considerations on the relation to the human disease: "Tamarande fever". *Trab.Inst.Biol.Marit.Oceanogr.Univ. Recife* 5/6:7
- Scaccini Cicatelli, M. (1967). Distribuzione stagionale dei sali nutritivi in una zona dell'alto e medio Adriatico. Estratto dal *Boll. Pesca, Piscicoltura e Idrobiologia*, Anno XLIII, XXII (n.s.), 1:49-82
- Scaccini Cicatelli, M. (1974). Influenza delle acque del Po sull'idrologia dell'Adriatico alla latitudine di Fano (1967-1971). *Note del Lab.di Biol.Mar. e Pesca*, Fano, IV, 10:237-268
- Scaccini Cicatelli, M. and M. Falcioni (1972). Condizioni idrologiche delle acque marine costiere di Fano dal 1967 al 1971. *Note del Lab.di Biol.Mar. e Pesca*, Fano, IV, 5:85-112
- Scaccini Cicatelli, M., M. Poli Molinas, M.V. Olmo and M. Falcioni (1972). Studio delle relazioni tra i quantitativi di sali nutritivi immessi in mare dal Po e dal Metauro ed il contenuto di essi nelle acque marine costiere. *Note del Lab.di Biol.Mar. e Pesca*, Fano, IV, 7:153-188
- Schantz, E.J., J.D. Mold, W.L. Howard, J.P. Bowden, D.W. Stanger, J.M. Lynch, O.P. Wintersteiner, J.D. Dutcher, D.R. Walters and B. Riegel (1961). Paralytic shellfish poison. VIII. Some chemical and physical properties of purified clam and mussel poisons. *Can.J.Chem.*, 39:2117-2123
- Scheuer, P.J., W.Takahash, J. Tsutsumi and T. Yoshida (1967). Ciguatoxin: isolation and chemical nature. *Science*, 155:1257
- Schneller, A., B. Kimor and Y. Azov (1985). Seasonal distribution of diatoms and dinoflagellates (> 65  $\mu$ m) of the coast of Israel. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 29(9):115
- Schradie, J. and C.A. Bliss (1962). The cultivation and toxicity of *Gonyaulax polyedra*. *Lloydia* 25(4):214-221
- Schroeder, B. (1911). Adriatisches Phytoplankton. *Sitz.-ber. d. kais. Ak. d. Wiss. in Wien, math.-nat. K1* 120, Abt. 1
- Scoullou, M., S. Alexiou and T. Becacos-Kontos (1983). Chlorophylls distributions in the polluted bay of Keratsini, Saronikos Gulf, Greece. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 28(7):77-78
- Sechi, N., L. Volterra, F.A. Aulicino, L. Bonadonna, G. Bagella, P. D'Amaddio, M.C. Moresu and G. Soggia (1987). Un caso di eutrofizzazione nel golfo di Olbia. *L'Igiene Moderna* 88:126-136
- Seki, H. and T. Iwami (1984). The process of eutrophication in a body of natural waters. In: *Progrès récent dans la science de la mer. La Société franco-japonaise d'océanographie*. Tokyo
- Sheldon R.W., A. Prakash and W.H. Sutcliff (1972). The size distribution of particles in the ocean. *Limnol.Oceanogr.*, 17:327-340



- Shibata, S., Y. Ishida, H. Kitano, Y. Ohizumi, J. Habon, Y. Tsukitani and H. Kikuchi (1982). Contractile effects of okadaic acid, a novel ionophore-like substance from black sponge, on isolated smooth muscles under the condition of deficiency. *J.Pharmacol.Exp.Therap.*, 223:135-143
- Shilo, M. (1967). Formation and mode of action of algal toxins. *Bacteriol.Rev.*, 31:180
- Shilo, M. and M. Aschner (1953). Factors governing the toxicity of cultures containing the phytoflagellate *Prymnesium parvum* Carter. *J.Gen.Microbiol.*, 8:333
- Shilo, M. and R.F. Rosenberg (1960). Studies on the toxic principles formed by the Chryomonad *Prymnesium parvum* Carter. *Ann.N.Y.Acad.Sci.*, 90:866
- Shimizu, Y. (1979). Developments in the study of paralytic shellfish toxins. In: Toxic dinoflagellates blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North-Holland, pp.321-326
- Shimizu, Y. (1987). Dinoflagellate toxins. In: The biology of dinoflagellates, edited by F.J.R. Taylor. Oxford. Blackwell Scient. Publ., pp.282-315
- Shimizu, Y. and E. Ragelis (1979). Alternatives to the mouse bioassay. In: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North-Holland, pp.453-455
- Shiraki, K., K. Nakaya, A. Sugitani and F. Yamada (1985). Determination of diarrhetic shellfish poison by measuring 50% acid phosphatase activity inhibitory concentration APIC50. *J.Food Hyg.Soc.Japan*, 26:638-642
- Sieburth, J. M. (1979). Sea Microbes. New York. Oxford University Press, 491 p.
- Silva, E.S. (1985). Ecological factors related to *Prorocentrum minimum* blooms in Obidos Lagoon (Portugal). In: Toxic dinoflagellates, edited by D. Anderson, A.W. White and D. Baden. Amsterdam, Elsevier, pp.251-257
- Skagshaug, E. and Y. Olsen (1986). Nutrient status of phytoplankton blooms in Norwegian waters and algal strategies for nutrient competition. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*, 43 p.
- Skjoldal, H.R. (1991). Biological time series data from Norwegian Marine Waters Presented at the workshop "Long-term data sets in european marine station:Assessing the Biological Consequences of Global Change", Blanes, Spain, 27-29 May 1991
- Smayda, T.J. (1990). Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea:evidence for a global epidemic. In: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier Science Publishing Co., pp.29-40
- Smodlaka, N. (1986). Primary production of the organic matter as an indicator of the eutrophication in the northern Adriatic Sea. *Sci.Tot.Environ.*, 56:211-220
- Socal, G., Bianchi, F. and P. Franco (1981). Abbondanza e biomassa fitoplanctoniche nell'Adriatico settentrionale, crociere 1979. Convegno delle Unità Operative Afferenti ai Sottoprogetti Risorse Biologiche e Inquinamento Marino, Roma, 10-11 Novembre
- Solazzi, A. and C. Andreoli (1971). Produttività e ciclo annuale del fitoplancton nel medio Adriatico occidentale. *Quaderni Lab. Tecnologia della Pesca* 1(1), Ancona

- Solomon, A.E. and R.B. Stoughton (1978). Dermatitis from purified sea lagoon toxin (debromoaplysiatoxin). *Arch.Dermatol.*, 114:1333
- Sournia, A., J.M. Brylinski, S. Dallot, P. Le Corre, M. Leveau, L. Prieur and C. Froget (1990). Fronts hydrologiques au large des côtes françaises: les sites-ateliers du programme Frontal. *Oceanol.Acta*, 13(4):413-438
- Sousa, I. and E. Silva (1962). *Notas Estudos Inst.Biol.Marit.*, 26:1-24
- Southcott, R.V. (1977). Australian venomous and poisonous fishes. *Clin.Toxicol.*, 10:291
- Spikes, J.J., S.M. Ray and J.B. Nash (1969). Studies of the pharmacology and toxicology of *Gymnodinium breve* toxins. *The Pharmacologist*, 11:283
- Stachowitsch, M. (1984). Mass mortality in the Gulf of Trieste: the course of community destruction. *P.S.Z. N.I. Mar.Ecol.*, 5(3):243-264
- Stachowitsch, M. (1991). Anoxia in the Northern Adriatic Sea: rapid death, slow recovery. From Tyson, R.V. & Pearson, T.H. (eds), 1991. Modern and Ancient Continental Shelf Anoxia. *Geological Society Special Publication*, 58:119-129
- Stachowitsch, M. (1992). Benthic communities: eutrophication's "memory mode". In: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.1017-1028
- Stefanon, A. and A. Boldrin (1982). The oxygen crisis of the northern Adriatic Sea waters in late fall 1977 and its effects on benthic communities. In: Proceedings of the 6th Symposium of the "Confédération Mondiale des Activités Subaquatiques", edited by J. Blanchard, J. Mayr and I. Morrison. Natural Environmental Research Council, pp.167-175
- Steidinger, K.A. (1979). Collection, enumeration and identification of free-living marine dinoflagellates. In: Toxic dinoflagellate blooms, edited by D.L. Taylor and H.H. Seliger. New York. Elsevier/North-Holland, pp.435-442
- Steidinger, K.A. (1983). A reevaluation of toxic dinoflagellate biology and ecology. *Prog.Phycol.Res.*, 2:148-188
- Steidinger, K.A. and D.G. Baden (1984). Toxic marine dinoflagellates. In: Dinoflagellates, edited by D.L. Spector. Orlando, Florida. Academic Press Inc., pp.201-249
- Steidinger, K.A., M.A. Burklew and R.M. Ingle (1973). The effect of *Gymnodinium breve* toxin on estuarine animals. In: Marine pharmacognosy, edited by D. Martin and G.M. Padilla. Academic Press, 179 p.
- Stirn, J. (1968). The pollution of the Tunis Lake. *Rev.Intern.Oceanogr.Med.*, 19:99-105
- Stirn, J. (1988). Eutrophication in the Mediterranean sea. In: Eutrophication in the Mediterranean Sea: receiving capacity and monitoring of long-term effects. Proc. Scient. Workshop UNESCO, Bologna Italy, 2-6 March 1987. 49:161-187
- Stirn, J. (1993). Man-made eutrophication in the Mediterranean sea. *Medit.* 4:8-23

- Stravisi, F. (1991). Interannual climatic variations in the northern Adriatic Sea Proc. of the II Workshop on Jellyfish in the Mediterranean Sea Trieste, Italy, 2-5 September, 1987. MAP Technical Reports Series No. 47. UNEP, Athens, pp.175-187
- Strichartz, G., T. Rando and G.K. Wang (1987). An integrated view of the molecular toxinology of sodium channel gating in excitable cells. *Ann.Rev.Neurosci.*, 10:237-267
- Stumm, W. and J.J. Morgan (1981). Aquatic Chemistry: An Introduction emphasizing equilibria in nature waters. New York. John Wiley & Sons, 2nd Ed. 780 p.
- Subba Rao, D.V., M.A. Quilliam and R. Pockington (1988). Domoic acid - a neurotoxic amino acid produced by the marine diatom *Nitzschia pungens* in culture. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*, 45(12):2076-2079
- Suganuma, M., H. Fujiki, H. Suguri, S. Yoshizawa, M. Hirota, M. Nakayasu, M. Djika, K. Wakamatsu, K. Yamada and T. Sugimura (1988). Okadaic acid: An additional non-phosphol-12-tetradeca-noate-13-acetate-type tumor promotor. *Proc.Natl.Acad.Sci.*, 85:1768-1771
- Suganuma, M., M. Suttajit, H. Suguri, M. Ojika, K. Yamada and H. Fujiki (1989). Specific binding of okadaic acid, a new tumor promoter in mouse skin. *FEBS Lett.* 250:615-618
- Sullivan, J.J. and M.M. Wekell (1984). Determination of paralytic shellfish poisoning toxins by high pressure liquid chromatography. In: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C., American Chemical Society, 197 p.
- Sullivan, J.J., M.M. Wekell and S. Hall (1988). Detection of paralytic shellfish toxins. In: Handbook of natural toxins, edited by A.T. Tu. N.Y. and Basel. Vol. 3, Marine Toxins and Venoms, Marcel Dekker Inc., pp.87-106
- Sverdrup, H.U. (1943). Oceanography for Meteorologists. New York. Prentice-Hall, Inc.
- Takai, A., C. Bialojan, M. Troschka and J.C. Rüegg (1987). Smooth muscle myosin phosphatase inhibition and force enhancement by black sponge toxin. *Fed.Europ.Biochem.Soc.Lett.*, 217:81-84
- Tamplin, M.L. (1990). A bacterial source of tetrodotoxins and saxitoxins. In: Marine toxins, edited by S. Hall and G. Strichartz. Origin, Structure and Molecular Pharmacology, ACS Symposium Series 418. Washington D.C. American Chemical Society, pp.78-84
- Tangen, K. (1977). Blooms of *Gyrodinium aureolum* (Dinophyceae) in north European waters, accompanied by mortality in marine organisms. *Sarsia*, 63:123-133
- Tangen, K. (1980). Brown water in the Oslo Fjord, Norway, in September 1979, caused by the toxic *Prorocentrum minimum* and other dinoflagellates. *Blyttia*, 38:145-158
- Tangen, K. (1983). Shellfish poisoning and the occurrence of potentially toxic dinoflagellates in Norwegian waters. *Sarsia*, 68:1
- Taylor, F.Y.R. (1984). Toxic dinoflagellates: taxonomic and biogeographic aspects with emphasis on seafoods toxins. In: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C. American Chemical Society, 77 p.

- Taylor, F.Y.R. (1990). Toxic dinoflagellates: taxonomic and biogeographic aspects with emphasis on seafood toxins. *In*: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier Science Publishing Co., 527 p.
- Tegaccia, N. and T. Tegaccia (1985). Considerazioni sul trofismo di una zona costiera alla foce del fiume Metauro. *Nova Thalassia*, 7, Suppl. 3:337-342
- Terao, K., E. Ito, T. Yanagi and T. Yasumoto (1986). Histopathological studies on experimental marine toxin poisoning. I. Ultrastructural changes in the small intestine and liver of suckling mice induced by dinophysistoxin and pectenotoxin-1. *Toxicon*, 24:1141-1151
- Thomas, R.L., S. Santiago, V. Gandais, Li Zhang and J.P. Vernet. (1991). Forms of particulate phosphorus and the carbon/nitrogen ratio as indicators of phosphorus origins in aquatic sediments. *Water Poll.Res.J.Canada*, 26:4
- Tintore, J., P.E. La Violette, I. Blade and A. Cruzado (1989). A Study of an Intense Density Front in the Eastern Alboran Sea: The Almeria-Oran Front. *J.Phys.Ocean.*, 18:1384-1397
- Todd, E.C.D. (1990). Amnesic shellfish poisoning. A new seafood toxin syndrome. *In*: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edlar and D.M. Anderson. New York. Elsevier, pp.504-508
- Tolomio, C., C. Andreoli and M. Montanari (1990). Etude sur l'hydrologie et le phytoplancton du Lac de Varano (Mer Adriatique). Mai 1985 - Avril 1986. *Algological Studies*, Stuttgart, 58:57-86
- Tournier, H. and J.L. Guillon (1985). Rapport sur les mortalités de moules et d'huîtres plates observées à Thau du 22 février à début mars 1985. *Rapport interne IFREMER*:4
- Tregouboff, G. (1962). Sur l'invasion de la baie de Villefranche-sur-mer en juin 1961 par *Chattonella subsalsa* Biecheler. *Cah.Centre Etudes Rech.Biol.Océan.Med.*, 1:9-13
- Turci, L. (1976). Sintesi. *In*: Fenomeni di eutrofizzazione lungo la costa dell'Emilia-Romagna, a cura del Dipartimento Sicurezza Sociale e Ambiente, Regione Emilia-Romagna, pp.5-13
- Ullitzur, S. and M. Shilo (1970). Effects of *Prymnesium parvum* toxins, cetyl trimethylammonium bromide and sodium dodecyl sulphate on bacteria. *J.Gen.Microbiol.*, 62:363-370
- Underdal, B. (1988). Algal toxin and test methods (in Norwegian). *Norsk Fiskeopdrrett*, 11:52-53
- Underdal, B., M. Yndestad and T. Aune (1985). DSP intoxication in Norway and Sweden, autumn 1984-spring 1985. *In*: Toxic dinoflagellates, edited by D. Anderson, A.W. White and D.G. Baden. Amsterdam, Elsevier, pp.489-494
- Underdal, B., O.M. Skulber, E. Dahl and T. Aune (1989). Disastrous bloom of *Chrysochromulina polylepis* (Prymnesiophyceae) in Norwegian coastal waters 1988. Mortality in marine biota. *Ambio*, 18(5):265-270

- UNEP (1983). Technical Aspects of the Control of Marine Pollution from Land-based Sources (N.W. Schmidtke and R. Helmer). Geneva, 1983
- UNEP (1984). Pollutants from land-based sources in the Mediterranean. *UNEP Regional Seas Rep.Stud.*, No. 32, 97 p.
- UNEP (1989-90). Environmental Data Report. 2nd Edition. GEMS Monitoring & Assessment Research Centre, London, UK. Blackwell Reference
- UNEP (1989). Report of the Meeting on the Implications and Control of Undesirable Plankton Blooms. Document UNEP(OCA)/MED WG. 4/2, Athens, 68 p. (mimeo)
- UNEP (1992). Report of the Consultation Meeting on the Preparation of a Research Programme on Eutrophication and Plankton Blooms. Document UNEP(OCA)/MED WG.44/1, Athens, 11 p. (mimeo)
- UNEP/WHO (1982). Waste discharge into marine environment. Pergamon Press. Oxford
- UNESCO (1984). Eutrophication in coastal marine areas and lagoons: a case study of "Lac de Tunis". UNESCO Report in Marine Sciences, 29
- UNESCO (1988). Eutrophication in the Mediterranean Sea: Receiving capacity and monitoring of long term effects. Rapporteur Joze Stirn. Proc. Workshop Bologna, Italy, 2-6 March 1987. UNESCO Report in Marine Sciences, 49
- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton, Methodik. *Mitt.Int.Ver.Limnol.*, Verh. 17, pp.47-71
- Uysal, Z., M. Unsal and F. Bingel (1988). Fate and distribution of plankton in the Sea of Marmara. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 31(2):221
- Vatova, A. (1949). La fauna bentonica dell'Alto e Medio Adriatico. *Nova Thalassia*, 1(3):110
- Vicente, E., M.R. Miracle and J.M. Soria (1990). Global model for nutrient flux and biomass production in the Albufera of Valencia, Spain. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 32(1):69
- Vighi, M. and G. Chiaudani (1987). Eutrophication in Europe: The role of agricultural activities. *Rev.Environ.Toxicol.*, 3:213-257
- Vighi, M., P. Puzzarini and G. Menghi (1991). Phosphorus loads from selected watersheds in the drainage area of the Northern Adriatic Sea. *J.Environ.Qual.*, 20:439-444
- Villa, L. (1989). Monitoring programmes of the Adriatic Sea. In: Atti del Convegno: "Emergency Adriatic", held in Urbino, Italy, 7 November, pp.93-105
- Vitello, P. and M. Keller (1991). Incidences de la stratification des eaux et de l'eutrophisation sur le meiobenthos de l'étang de Berre. CERBON 1991. *Rev.Int.Océanogr.Méd.*, 101-102-103-104:103-108
- Viviani, R. (1976). Relazione. In: Fenomeni di eutrofizzazione lungo le coste dell'Emilia-Romagna, a cura del Dipartimento Sicurezza Sociale e Ambiente, Regione Emilia-Romagna, pp.27-38

- Viviani, R. (1977a). Aspetti biologici, biochimici, tossicologici delle ricerche sul fitoplancton di aree del mare Adriatico prospicienti la costa dell'Emilia-Romagna, eseguite durante il 1976. *In*: Atti del Seminario Internazionale di studio sui fenomeni di eutrofizzazione lungo le coste dell'Emilia-Romagna, Bologna, 25-26 febbraio, Regione Emilia-Romagna, pp.56-81
- Viviani, R. (1977b). Aspetti igienico-sanitari dei residui di inquinanti chimici nei prodotti della pesca. *In*: Aspetti scientifici dell'inquinamento dei mari italiani (Roma, 19-21 gennaio 1975). Atti dei convegni Lincei, n. 31, Accademia Nazionale dei Lincei, Roma, pp.333-385
- Viviani, R. (1981). The Veterinarian in the Control of Aquatic Biotoxins, Grasso Ed., Bologna, Italy, pp.1-151
- Viviani, R. (1983). Le diverse fioriture di fitoplancton, dal 1978 al 1982, nell'area del mare Adriatico settentrionale prospiciente la costa dell'Emilia-Romagna. *In*: Atti del Convegno "Eutrofizzazione dell'Adriatico. Ricerche e linee di intervento", Bologna, Italy, 18-20 maggio, Regione Emilia-Romagna, pp.79-87
- Viviani, R. (1988). Effects of chemical pollutants and phytoplankton blooms on the marine biological resources of the Adriatic Sea. *In*: Living in a chemical world, edited by C. Maltoni and I. Selikoff. New York. New York Academy of Sciences, pp.986-999
- Viviani, R. (1989). Inquinamento delle acque marine costiere: gli animali marini come dispositivo di monitoraggio. *Atti Soc.It.Sc. Vet.*, 43:27-43
- Viviani, R. (1992). Eutrophication, marine biotoxins, human health. *In*: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.631-662
- Viviani, R. and R. Poletti (1994). Ricerca e monitoraggio della tossicità delle alghe marine. Rapporto redatto per la Regione Emilia Romagna. Assessorato Sanità. Unpublished data
- Viviani, R., A.R. Borgatti, P. Cortesi, G. Crisetig, L. Mancini and R. Poletti (1968). Sulla presenza di acidi esadeca-polienuici nel contenuto gastrico e nei tessuti di *Clupea sprattus* L. dell'Adriatico. *Nuova Vet.*, 44(6):1-6
- Viviani, R., M. Proja, F. D'Alessandro, L. Mancini, R. Poletti and G. Montanari (1977). Primi casi in Italia di "Paralytic Shellfish Poisoning" da mitili coltivati nei rias della Spagna. *Atti Soc.It.Sci.Vet.*, 31:331
- Viviani, R., M. Proja, F. D'Alessandro, L. Mancini, R. Poletti and G. Montanari (1978). Primi casi in Italia di "Paralytic Shellfish Poisoning" da mitili provenienti dalla Spagna. *Atti dell'Accademia delle Scienze dell'Istituto di Bologna, Classe di Scienze Fisiche*, Anno 265E, Memorie Serie IV, 2:1-28
- Viviani, R., L. Boni, O. Cattani, L. Mancini, R. Poletti, A. Annibali, A. Milandri, G. Montanari, C. Nizzoli, M. Pirini, M. Pompei and A. Rinaldi (1985). Occurrence of various types of phytoplankton blooms in a coastal area of the Northern Adriatic sea facing Emilia-Romagna during 1978. *Atti dell'Accademia delle Scienze dell'Istituto di Bologna, Classe di Scienze Fisiche*, Anno 267°, Memorie Serie IV, 10:1-81

- Viviani, R., L. Boni, A. Milandri, R. Poletti and M. Pompei (1990). DSP nell'Alto Adriatico e molluschicoltura. *Atti Soc.It.Sci.Vet.*, 44:675-679
- Viviani, R., L. Boni, O. Cattani, A. Milandri, R. Poletti, M. Pompei and G. Sansoni (1995). ASP, DPS, NSP, PSP monitoring in "mucilaginous aggregates" and in mussels in a coastal area of the Northern Adriatic sea facing Emilia-Romagna in 1988, 1989 and 1991. Proc. Inter. Workshop Cesenatico 10-12 September 1992 (R.A. Vollenweider and A. Rinaldi eds). *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, V. 165 (1995), pp.203-211
- Vollenweider, R.A. (1961). Ursachen einer Hydrophyten-Invasion in einem ägyptischen See (Nousha Hydrome bei Alexandria). *Ber.Geobot.Inst.Rübel*, 32:253-262
- Vollenweider, R.A. (1968). Scientific fundamentals of eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. *Tech.Rep.DAS/CSI/68.27.*, Ed. O.E.C.D., Paris
- Vollenweider, R.A. (1977). Fonti di azoto e fosforo responsabili dei fenomeni di eutrofizzazione. Atti del seminario internazionale, Bologna 25/26 febbraio 1977. Publ. Dipartimento Ambiente-Territorio-Trasporti della Regione Emilia Romagna, pp.93-99
- Vollenweider, R.A. (1981). Eutrophication - a global problem. *WHO Water Qual.Bull.*, 6
- Vollenweider, R.A. (1985). Elemental and biochemical composition of plankton biomass; some comments and explorations. *Arch.Hydrobiol.*, 105:11-29
- Vollenweider, R.A. (1992). Coastal marine eutrophication: principles and control. In: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.1-20
- Vollenweider, R.A. and A.A. Samaan (1972). A note on the use of C 14 for measuring carbon assimilation in epiphytes. *Bull.Inst.Oceanogr.Fish.*, UAR, 2
- Vollenweider, R.A. and A. Rinaldi (eds) (1995), Marine Mucilages. Proc. Inter. Workshop Cesenatico 10-12 September 1992. *J.Sci.Total Environ.*, Vol. 165, 235 p.
- Vollenweider, R.A., A. Rinaldi and G. Montanari (1992). Eutrophication, Structure and Dynamics of a Marine Coastal System: Results of Ten Years Monitoring along the Emilia-Romagna Coast (Northwest Adriatic Sea). In: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.63-106
- Volterra, L., L. Bonadonna and P.M.B. Gucci (1986). Effetti del fitoplancton sulla balneazione e sulla qualità delle acque. XV Convegno Nazionale sui problemi della pesca e dell'acquicoltura, Cesenatico, 13-14 settembre, pp.20-29
- Volterra, L., F.A. Aulicino, L. Bonadonna, I. Di Girolamo, R. Liberti, L. Mancini, A. Finarelli, R. Merloni, S. Pizzuto, E. Bertaccini, G. Girillo, D. Bandini, A. Rinaldi, G. Montanari and C. Ferrari (1992). Daily monitoring of an Adriatic coastal stretch. In: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.393-401

- Vukadin, I. (1992). Impact of nutrient enrichment and its relationship to the algal bloom in the Adriatic Sea. *In*: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.365-369
- Waldichuk, M. (1987). Natural versus Anthropogenic impacts. *Mar.Pollut.Bull.*, 18:143
- Waldichuk, M. (1989). Amnesic shellfish poison. *Mar.Pollut.Bull.*, 20:359-360
- Wallin, M. (1991). Nutrient loading models for coastal waters. Dept. of Physical Geography & Dept. of Hydrology, Uppsala University. Collected Papers 1-5 by M. Mats & L. Håkanson
- Warren, S.C., G. Nespoli, A. Rinaldi, G. Montanari and R.A. Vollenweider (1992). Eutrophication along the Emilia-Romagna coast: application of statistical analyses to 1984-89 monitoring data. *In*: Marine coastal eutrofication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990, *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.187-200
- Whiddows, J., M.N. Moore, D.M. Lowe and P.N. Salked (1979). Some effects of a dinoflagellate bloom (*Gyrodinium aureolum*) on the mussel, *Mytilus edulis*. *J.Mar.Biol.Assoc.U.K.*, 59:522-524
- White, A.W. (1984). Paralytic shellfish toxins and finfish. *In*: Seafood toxin, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 269. Washington D.C. American Chemical Society, pp.171-180
- White, A.W., J.L. Martin, M. Legresley and W.J. Blogoslawski (1985). Inability of ozonation to detoxify paralytic shellfish toxins in soft-shell clams. *In*: Toxic dinoflagellates, edited by D.M. Anderson, A.W. White and D.G. Baden. New York. Elsevier, pp.473-478
- WHO (1984). Aquatic (marine and freshwater) biotoxins. World Health Organization:1 (Environmental Health Criteria 37)
- World Resources (1988-89). An Assessment of the Resource Base that Supports the Global Economy. Report by "The World Resource Institute" and "The International Institute for Environment and Development", Washington, 1989
- Wright, J.L.C., R.K. Boyd, A.S.W. De Freitas, M. Falk, R.A. Foxall, W.D. Jamieson, M.V. Loycock, A.W. McCulloch, A.G. McInnes, P. Odense, V.P. Pathak, M.A. Qulliam, M.A. Ragan, P.G. Sim, P. Hibault, J.A. Walter, M. Gilgan, D.J.A. Richard and D. Dewar (1989). Identification of domoic acid, a neuroexcitatory amino acid, in toxic mussel from eastern Prince Edward Island. *Can.J.Chem.*, 67:481-490
- Yaramaz, O. and S. Tuncer (1986). Etude des paramètres physico-chimiques et des teneurs en sels nutritifs sur la côte égéenne (Turquie). *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 30(2):44
- Yasumoto, T. (1990). Marine microorganisms toxins. An overview. *In*: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. New York. Elsevier Science Publishing Co., pp.3-8



- Yasumoto, T. and M. Murata (1990). Polyether toxins involved in seafood poisoning. *In*: Marine toxins. Origin, structure and molecular pharmacology, edited by S. Hall and G. Strichartz, ACS Symposium Series 418. Washington D.C. American Chemical Society, pp.120-132
- Yasumoto T., Y. Oshima and M. Yamaguchi (1978). Occurrence of a new type of shellfish poisoning in the Tohoku district. *Bull.Jap.Soc.Sci.Fish.*, 44:1249-1255
- Yasumoto, T., Y. Oshima, W. Sugawara, Y. Fukuyo, H. Oguri, T. Igarashi and N. Fujita (1980). Identification of *Dinophysis fortii* as the causative organism of diarrhetic shellfish poisoning. *Bull.Jap.Soc.Sci.Fish.*, 46:1405-1411
- Yasumoto, T., M. Murata, Y. Oshima, C.K. Matsumoto and J. Clardy (1984). Diarrhetic Shellfish Poisoning. *In*: Seafood toxins, edited by E.P. Ragelis. ACS Symposium Series 262. Washington D.C. American Chemical Society, pp.207-214
- Yasumoto, T., N. Seino, Y. Murakami and M. Murata (1987). Toxins produced by benthic Dinoflagellates. *Biol.Bull.*, 172:128-131
- Yasumoto, T., M. Murata, J.S. Lee and K. Torigoe (1989). Polyether toxic produced by dinoflagellates. *In*: Mycotoxins and phycotoxins '88, edited by S. Natori, K. Hashimoto and Y. Ueno. Amsterdam. Elsevier Science Publ, pp.375-382
- Yasumoto, T., B. Underdal, T. Aune, V. Hormazabal, O.M. Skulberg and Y. Oshima (1990). Screening for haemolytic and ichthyotoxic components of *Chrysochromulina polylepis* and *Gyrodinium aureolum* from Norwegian coastal waters. *In*: Toxic marine phytoplankton, edited by E. Granéli, B. Sundström, L. Edler and D.M. Anderson. Amsterdam. Elsevier Science Publ. Co., pp.436-440
- Yentch, C.S. and R.F. Vaccaro (1958). Phytoplankton nitrogen in the oceans. *Limnol.Oceanogr.*, 3
- Yiannakopoulou, T. (1992). Phytoplankton of Vistonis Estuary, Thrace, Northern Greece. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:268
- Yilmaz, A., O. Basturk, C. Saydam, D. Ediger, K. Yilmaz and E. Hatipoglu (1992). Eutrophication in Iskederun Bay northeastern Mediterranean *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990. *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.705-717
- Zaghloul, F.A. (1992). Phytoplankton biomass and diversity index in the Western Harbour of Alexandria, Egypt. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 33:268
- Zaghloul, F.A. and Y. Halim (1992). Long-term eutrophication in a semi-closed bay:the Eastern Harbour of Alexandria. *In*: Marine coastal eutrophication, edited by R.A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani. Proc. Inter. Conference Bologna, 21-24 March, 1990. *J.Sci.Total Environ.*, Elsevier, Suppl. 1992, pp.727-735
- Zevenboom, W. (1989). Criteria for international early warning on exceptional algal blooms, using algal pollution reports (Algpolrep). *In*:Fourth Meeting of the Working Group on Nutrients:NUT 4/10/1, 26-29 September 1989, Oslo

- Zevenboom, W., M. Rademaker, L.C. Backus, J.E. Kamphuis, J.B. Martin and R.G. Orth (1989). Airborne surveillance of surface algal blooms in the Dutch part of the North Sea, 1979 - 1989. In: Fourth Meeting of the Working Group on Nutrients, 26-29 September 1989, Oslo
- Zevenboom, W., M. Rademaker and F. Colijn (1990). Exceptional algal blooms in Dutch North Sea waters. In: Fifth Meeting of the Working Group on Nutrients, 16-19 October 1990, Knokke-Heist
- Zingone, A., M. Montresor and D. Marino (1985). Temporal and spazial variations of phytoplankton communities from the inner part of the Gulf of Naples; summer 1983. *Rapp.Comm.int.Mer Médit.*, 29(9):103-105
- Zoppini, A., R. Pagnotta and A. Puddu (1989). Produzione primaria e biomasse planctoniche alla foce del Tevere (primavera-estate 1987 e 1988). *Nova Thalassia*, 10, Suppl. 1:213-217
- Zurlini, G. (1991). Stima degli apporti in fosforo e azoto dal bacino scolante nella rada della Spezia e valutazione dell'efficacia di possibili interventi di risanamento. Conv.Lega Coop "Riconsegnare il Golfo alla Città" Lerici, 18 Aprile 1991, pp.1-15

### PUBLICATIONS OF THE MAP TECHNICAL REPORTS SERIES

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 pages) (parts in English, French or Spanish only).
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 pages) (parts in English, French or Spanish only).
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 pages) (parts in English, French or Spanish only).
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 pages) (parts in English, French or Spanish only).
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 pages) (parts in English or French only).
6. UNEP/IOC: Problems of coastal transport of pollutants (MED POL VI). MAP Technical Reports Series No. 6. UNEP, Athens, 1986 (100 pages) (English only).
7. UNEP/WHO: Coastal water quality control (MED POL VII). MAP Technical Reports Series No. 7. UNEP, Athens, 1986 (426 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (English only).
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 pages) (English only).
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 pages) (English only).
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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (parts in English or French only).

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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (English only).
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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (English and French).
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 pages) (English and French).
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 pages) (English only).
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 pages) (parts in English or French only).
22. UNEP/FAO: Study of ecosystem modifications in areas influenced by pollutants (Activity I). MAP Technical Reports Series No. 22. UNEP, Athens, 1988 (146 pages) (parts in English or French only).
23. UNEP: National monitoring programme of Yugoslavia, Report for 1983-1986. MAP Technical Reports Series No. 23. UNEP, Athens, 1988 (223 pages) (English only).
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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (English only).
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 pages) (English only).
27. UNEP: Implications of expected climate changes in the Mediterranean Region: An overview. MAP Technical Reports Series No. 27. UNEP, Athens, 1989 (52 pages) (English only).
28. UNEP: State of the Mediterranean marine environment. MAP Technical Reports Series No. 28. UNEP, Athens, 1989 (225 pages) (English only).
29. UNEP: Bibliography on effects of climatic change and related topics. MAP Technical Reports Series No. 29. UNEP, Athens, 1989 (143 pages) (English only).

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 pages) (English only).
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 pages) (parts in English or French only).
32. UNEP/FAO: Biogeochemical cycles of specific pollutants (Activity K). MAP Technical Reports Series No. 32. UNEP, Athens, 1989 (139 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (English and French).
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 pages) (English and French).
35. UNEP: Bibliography on marine pollution by organotin compounds. MAP Technical Reports Series No. 35. UNEP, Athens, 1989 (92 pages) (English only).
36. 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. 36. UNEP, Athens, 1990 (198 pages) (French only).
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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (English, French, Spanish and Arabic).
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 pages) (English and French).
40. UNEP/FAO: Final reports on research projects (Activities H, I and J). MAP Technical Reports Series No. 40. UNEP, Athens, 1990 (125 pages) (English and French).
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 pages) (English and French).
42. UNEP/IUCN: Report on the status of Mediterranean marine turtles. MAP Technical Reports Series No. 42. UNEP, Athens, 1990 (204 pages) (English and French).
43. UNEP/IUCN/GIS Posidonia: Red Book "Gérard Vuignier", marine plants, populations and landscapes threatened in the Mediterranean. MAP Technical Reports Series No. 43. UNEP, Athens, 1990 (250 pages) (French only).
44. UNEP: Bibliography on aquatic pollution by organophosphorus compounds. MAP Technical Reports Series No. 44. UNEP, Athens, 1990 (98 pages) (English only).
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 pages) (English only).

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 gastroenteritis among bathers (1986-88). MAP Technical Reports Series No.46, UNEP, Athens, 1991 (64 pages) (English only).
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 pages) (parts in English or French only).
48. UNEP/FAO: Final reports on research projects (Activity G). MAP Technical Reports Series No. 48. UNEP, Athens, 1991 (126 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (parts in English or French only).
50. UNEP: Bibliography on marine litter. MAP Technical Reports Series No. 50. UNEP, Athens, 1991 (62 pages) (English only).
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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (English only).
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 pages) (English only).
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 pages) (English only).
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 pages) (English and French).
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 pages) (English only).
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 pages) (English and French).
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 pages) (English only).

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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (English and French).
63. UNEP/WHO: Biogeochemical cycles of specific pollutants (Activity K) - Survival of Pathogens - Final reports on Research Projects (1989-1991). MAP Technical Reports Series No. 63, UNEP, Athens, 1992 (86 pages) (French only).
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 pages) (English only).
65. UNEP: Directory of Mediterranean Marine Environmental Centres. MAP Technical Reports Series No. 65, UNEP, Athens, 1992 (351 pages) (English and French).
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 pages) (English only).
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 pages) (English only).
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 pages) (English only).
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 pages) (English only).
70. UNEP/IAEA/IOC/FAO: Organohalogen Compounds in the Marine Environment: A Review. MAP Technical Reports Series No. 70. UNEP, Athens, 1992 (49 pages) (English only).
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 pages) (English only).
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 pages) (English only).
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 pages) (English and French).
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 pages) (English only).

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 pages) (English only).
76. UNEP/WHO: Biogeochemical Cycles of Specific Pollutants (Activity K): Survival of Pathogens. MAP Technical Reports Series No. 76. UNEP, Athens, 1993 (68 pages) (English and French).
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 pages) (English only).
78. UNEP/FAO: Final reports on research projects dealing with eutrophication problems. MAP Technical Reports Series No. 78. UNEP, Athens, 1994 (139 pages) (English only).
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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (English only).
81. UNEP/IAEA: Data quality review for MED POL: Nineteen years of progress. MAP Technical Reports Series No. 81. UNEP, Athens, 1994 (79 pages) (English only).
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 pages) (English only).
83. UNEP/IUCN: Specially protected Areas in Mediterranean. Sketch of an Analytical Study of Relevant Legislation. MAP Technical Reports Series No. 83. UNEP, Regional Activity Centre for Specially Protected Areas, Tunis, 1994 (55 pages) (French only).
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 pages) (English only).
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 pages) (English only).
86. UNEP: Monitoring Programme of the Eastern Adriatic Coastal Area - Report for 1983-1991. MAP Technical Report Series No. 86, Athens, 1994 (311 pages) (English only).
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 pages) (English only).
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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (English only).
90. UNEP: Iskenderun Bay Project. Volume II. Systemic and Prospective Analysis. MAP Technical Report Series No. 90, Sophia Antipolis, 1994 (142 pages) (parts in English or French only).



91. UNEP: A Contribution from Ecology to Prospective Studies. Assets and Issues. MAP Technical Reports Series No. 91, Sophia Antipolis, 1994 (162 pages) (French only).
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 pages) (English only).
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 pages) (English only).
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 pages) (parts in English or French only).
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 pages) (English and French).
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 pages) (English only).
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 pages) (English and French).
98. UNEP: Implications of Climate Change for the Albanian Coast. MAP Technical Reports Series No. 98, UNEP, Athens, 1996 (179 pages) (English only).
99. UNEP: Implications of Climate Change for the Sfax Coastal Area (Tunisia). MAP Technical Reports Series No. 99, UNEP, Athens, 1996 (326 pages) (English and French).
100. UNEP: State of the Marine and Coastal Environment in the Mediterranean Region. MAP Technical Reports Series No. 100, UNEP, Athens, 1996 (142 pages) (English only).
101. UNEP: State of the Marine and Coastal Environment in the Mediterranean Region. MAP Technical Reports Series No. 101, UNEP, Athens, 1996 (French only).
102. UNEP: Implications of Climate Change for the Coastal Area of Fuka-matrouh (Egypt). MAP Technical Reports Series No. 102, UNEP, Athens, 1996 (English only).
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 pages) (English and French).
104. UNEP/FAO: Final reports on research projects dealing with eutrophication and heavy metal accumulation. MAP Technical Reports Series No. 104, UNEP, Athens, 1996 (128 pages) (English and French).
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 pages) (English and French).

### **PUBLICATIONS "MAP TECHNICAL REPORTS SERIES"**

1. PNUE/COI/OMM: Etudes de base et surveillance continue du pétrole et des hydrocarbures contenus dans les eaux de la mer (MED POL I). MAP Technical Reports Series No. 1. UNEP, Athens, 1986 (96 pages) (parties en anglais, français ou espagnol seulement).
2. PNUE/FAO: Etudes de base et surveillance continue des métaux, notamment du mercure et du cadmium, dans les organismes marins (MED POL II). MAP Technical Reports Series No. 2. UNEP, Athens, 1986 (220 pages) (parties en anglais, français ou espagnol seulement).
3. PNUE/FAO: Etudes de base et surveillance continue du DDT, des PCB et des autres hydrocarbures chlorés contenus dans les organismes marins (MED POL III). MAP Technical Reports Series No. 3. UNEP, Athens, 1986 (128 pages) (parties en anglais, français ou espagnol seulement).
4. PNUE/FAO: Recherche sur les effets des polluants sur les organismes marins et leurs peuplements (MED POL IV). MAP Technical Reports Series No. 4. UNEP, Athens, 1986 (118 pages) (parties en anglais, français ou espagnol seulement).
5. PNUE/FAO: Recherche sur les effets des polluants sur les communautés et écosystèmes marins (MED POL V). MAP Technical Reports Series No. 5. UNEP, Athens, 1986 (146 pages) (parties en anglais ou français seulement).
6. PNUE/COI: Problèmes du transfert des polluants le long des côtes (MED POL VI). MAP Technical Reports Series No. 6. UNEP, Athens, 1986 (100 pages) (anglais seulement).
7. PNUE/OMS: Contrôle de la qualité des eaux côtières (MED POL VII). MAP Technical Reports Series No. 7. UNEP, Athens, 1986 (426 pages) (parties en anglais ou français seulement).
8. PNUE/AIEA/COI: Etudes biogéochimiques de certains polluants au large de la Méditerranée (MED POL VIII). MAP Technical Reports Series No. 8. UNEP, Athens, 1986 (42 pages) (parties en anglais ou français seulement).
8. Add. PNUE: Etudes biogéochimiques de certains polluants au large de la Méditerranée (MED POL VIII). Addendum, Croisière Océanographique de la Grèce 1980. MAP Technical Reports Series No. 8, Addendum. UNEP, Athens, 1986 (66 pages) (anglais seulement).
9. PNUE: Programme coordonné de surveillance continue et de recherche en matière de pollution dans la Méditerranée (MED POL -PHASE I). Rapport final, 1975-1980. MAP Technical Reports Series No. 9. UNEP, Athens, 1986 (276 pages) (anglais seulement).
10. PNUE: Recherches sur la toxicité, la persistance, la bioaccumulation, la cancérogénicité et la mutagénicité de certaines substances (Activité G). Rapports finaux sur les projets ayant trait à la toxicité (1983-85). MAP Technical Reports Series No. 10. UNEP, Athens, 1987 (118 pages) (anglais seulement).
11. PNUE: Réhabilitation et reconstruction des établissements historiques méditerranéens. Textes rédigés au cours de la première phase de l'action prioritaire (1984-1985). MAP Technical Reports Series No. 11. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1986 (158 pages) (parties en anglais ou français seulement).
12. 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). MAP Technical Reports Series No. 12. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (162 pages) (parties en anglais ou français seulement).
13. 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 pages) (parties en anglais ou français seulement).

14. PNUE: L'expérience des villes historiques de la Méditerranée dans le processus intégré de réhabilitation du patrimoine urbain et architectural. Documents établis lors de la seconde phase de l'Action prioritaire (1986). MAP Technical Reports Series No. 14. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (500 pages) (parties en anglais ou français seulement).
15. PNUE: Aspects environnementaux du développement de l'aquaculture dans la région méditerranéenne. Documents établis pendant la période 1985-1987. MAP Technical Reports Series No. 15. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (101 pages) (anglais seulement).
16. 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). MAP Technical Reports Series No. 16. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (424 pages) (parties en anglais ou français seulement).
17. PNUE: Réduction des risques sismiques dans la région méditerranéenne. Documents et études sélectionnés (1985-1987). MAP Technical Reports Series No. 17. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1987 (247 pages) (parties en anglais ou français seulement).
18. PNUE/FAO/OMS: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par le mercure et les composés mercuriels. MAP Technical Reports Series No. 18. UNEP, Athens, 1987 (354 pages) (anglais et français).
19. PNUE/COI: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les hydrocarbures de pétrole. MAP Technical Reports Series No. 19. UNEP, Athens, 1988 (130 pages) (anglais et français).
20. PNUE/OMS: Etudes épidémiologiques relatives aux critères de la qualité de l'environnement pour les eaux servant à la baignade, à la culture de coquillages et à l'élevage d'autres organismes marins comestibles (Activité D). Rapport final sur le projet sur la relation entre la qualité microbienne des eaux marines côtières et les effets sur la santé (1983-86). MAP Technical Reports Series No. 20. UNEP, Athens, 1988 (156 pages) (anglais seulement).
21. PNUE/UNESCO/FAO: Eutrophisation dans la mer Méditerranée: capacité réceptrice et surveillance continue des effets à long terme. MAP Technical Reports Series No. 21. UNEP, Athens, 1988 (200 pages) (parties en anglais ou français seulement).
22. PNUE/FAO: Etude des modifications de l'écosystème dans les zones soumises à l'influence des polluants (Activité I). MAP Technical Reports Series No. 22. UNEP, Athens, 1988 (146 pages) (parties en anglais ou français seulement).
23. PNUE: Programme national de surveillance continue pour la Yougoslavie, Rapport pour 1983-1986. MAP Technical Reports Series No. 23. UNEP, Athens, 1988 (223 pages) (anglais seulement).
24. PNUE/FAO: Toxicité, persistance et bioaccumulation de certaines substances vis-à-vis des organismes marins (Activité G). MAP Technical Reports Series No. 24. UNEP, Athens, 1988 (122 pages) (parties en anglais ou français seulement).
25. PNUE: Le Plan d'action pour la Méditerranée, perspective fonctionnelle; une recherche juridique et politique. MAP Technical Reports Series No. 25. UNEP, Athens, 1988 (105 pages) (anglais seulement).
26. PNUE/UICN: Répertoire des aires marines et côtières protégées de la Méditerranée. Première partie - Sites d'importance biologique et écologique. MAP Technical Reports Series No. 26. UNEP, Athens, 1989 (196 pages) (anglais seulement).
27. PNUE: Implications des modifications climatiques prévues dans la région méditerranéenne: une vue d'ensemble. MAP Technical Reports Series No. 27. UNEP, Athens, 1989 (52 pages) (anglais seulement).

28. PNUE: Etat du milieu marin en Méditerranée. MAP Technical Reports Series No. 28. UNEP, Athens, 1989 (225 pages) (anglais seulement).
29. PNUE: Bibliographie sur les effets des modifications climatiques et sujets connexes. MAP Technical Reports Series No. 29. UNEP, Athens, 1989 (143 pages) (anglais seulement).
30. PNUE: Données météorologiques et climatologiques provenant de mesures effectuées dans l'air en surface et en altitude en vue de l'évaluation du transfert et du dépôt atmosphériques des polluants dans le bassin méditerranéen: un compte rendu. MAP Technical Reports Series No. 30. UNEP, Athens, 1989 (137 pages) (anglais seulement).
31. PNUE/OMM: Pollution par voie atmosphérique de la mer Méditerranée. Rapport et actes des Journées d'étude OMM/PNUE. MAP Technical Reports Series No. 31. UNEP, Athens, 1989 (247 pages) (parties en anglais ou français seulement).
32. PNUE/FAO: Cycles biogéochimiques de polluants spécifiques (Activité K). MAP Technical Reports Series No. 32. UNEP, Athens, 1989 (139 pages) (parties en anglais ou français seulement).
33. PNUE/FAO/OMS/AIEA: Evaluation des composés organostanniques en tant que polluants du milieu marin en Méditerranée. MAP Technical Reports Series No. 33. UNEP, Athens, 1989 (185 pages) (anglais et français).
34. PNUE/FAO/OMS: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par le cadmium et les composés de cadmium. MAP Technical Reports Series No. 34. UNEP, Athens, 1989 (175 pages) (anglais et français).
35. PNUE: Bibliographie sur la pollution marine par les composés organostanniques. MAP Technical Reports Series No. 35. UNEP, Athens, 1989 (92 pages) (anglais seulement).
36. PNUE/UICN: 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 pages) (français seulement).
37. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche consacrés à l'eutrophisation et aux efflorescences de plancton (Activité H). MAP Technical Reports Series No. 37. UNEP, Athens, 1990 (74 pages) (parties en anglais ou français seulement).
38. PNUE: Mesures communes adoptées par les Parties Contractantes à la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution. MAP Technical Reports Series No. 38. UNEP, Athens, 1990 (100 pages) (anglais, français, espagnol et arabe).
39. PNUE/FAO/OMS/AIEA: Evaluation de l'état de la pollution par les composés organohalogénés. MAP Technical Reports Series No. 39. UNEP, Athens, 1990 (224 pages) (anglais et français).
40. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche (Activités H, I et J). MAP Technical Reports Series No. 40. UNEP, Athens, 1990 (125 pages) (anglais et français).
41. PNUE: Réutilisation agricole des eaux usées dans la région méditerranéenne. MAP Technical Reports Series No. 41. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1990 (330 pages) (anglais et français).
42. PNUE/UICN: Rapport sur le statut des tortues marines de Méditerranée. MAP Technical Reports Series No. 42. UNEP, Athens, 1990 (204 pages) (anglais et français).
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 pages) (français seulement).
44. PNUE: Bibliographie sur la pollution aquatique par les composés organophosphorés. MAP Technical Reports Series No. 44. UNEP, Athens, 1990 (98 pages) (anglais seulement).

45. PNUE/AIEA: Transfert des polluants par sédimentation: Recueil des communications présentées aux premières journées d'études méditerranéennes (Villefranche-sur-Mer, France, 10-12 décembre 1987). MAP Technical Reports Series No. 45. UNEP, Athens, 1990 (302 pages) (anglais seulement).
46. PNUE/OMS: Etudes épidémiologiques relatives aux critères de la qualité de l'environnement pour les eaux servant à la baignade, à la culture de coquillages et à l'élevage d'autres organismes marins comestibles (Activité D). Rapport final sur le projet sur la relation entre la qualité microbienne des eaux marines côtières et la gastroentérite provoquée par le rotavirus entre les baigneurs (1986-88). MAP Technical Reports Series No.46. UNEP, Athens, 1991 (64 pages) (anglais seulement).
47. PNUE: Les proliférations de méduses en Méditerranée. Actes des 11èmes journées d'étude sur les méduses en mer Méditerranée. MAP Technical Reports Series No.47. UNEP, Athens, 1991 (320 pages) (parties en anglais ou français seulement).
48. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche (Activité G). MAP Technical Reports Series No. 48. UNEP, Athens, 1991 (126 pages) (parties en anglais ou français seulement).
49. PNUE/OMS: Cycles biogéochimiques de polluants spécifiques. Survie des Pathogènes. Rapports finaux sur les projets de recherche (activité K). MAP Technical Reports Series No. 49. UNEP, Athens, 1991 (71 pages) (parties en anglais ou français seulement).
50. PNUE: Bibliographie sur les déchets marins. MAP Technical Reports Series No. 50. UNEP, Athens, 1991 (62 pages) (anglais seulement).
51. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche traitant du mercure, de la toxicité et des techniques analytiques. MAP Technical Reports Series No. 51. UNEP, Athens, 1991 (166 pages) (parties en anglais ou français seulement).
52. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche traitant de la bioaccumulation et de la toxicité des polluants chimiques. MAP Technical Reports Series No. 52. UNEP, Athens, 1991 (86 pages) (parties en anglais ou français seulement).
53. PNUE/OMS: Etudes épidémiologiques relatives aux critères de la qualité de l'environnement pour les eaux servant à la baignade, à la culture de coquillages et à l'élevage d'autres organismes marins comestibles (Activité D). Rapport final sur l'étude épidémiologique menée parmi les baigneurs de certaines plages à Malaga, Espagne (1988-1989). MAP Technical Reports Series No. 53. UNEP, Athens, 1991 (127 pages) (anglais seulement).
54. 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. MAP Technical Reports Series No. 54. UNEP, Athens, 1991 (83 pages) (anglais seulement).
55. PNUE/OMS: Cycles biogéochimiques de polluants spécifiques (Activité K): Rapport final sur le projet sur la survie des microorganismes pathogènes dans l'eau de mer. MAP Technical Reports Series No. 55. UNEP, Athens, 1991 (95 pages) (anglais seulement).
56. 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. MAP Technical Reports Series No. 56. UNEP, Athens, 1991 (113 pages) (anglais et français).
57. PNUE/OMS: Recherches sur la toxicité, la persistance, la bioaccumulation, la cancérogénicité et la mutagénicité de certaines substances (Activité G). Rapports finaux sur les projets ayant trait à la cancérogénicité et la mutagénicité. MAP Technical Reports Series No. 57. UNEP, Athens, 1991 (59 pages) (anglais seulement).
58. PNUE/FAO/OMS/AIEA: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les composés organophosphorés. MAP Technical Reports Series No. 58. UNEP, Athens, 1991 (122 pages) (anglais et français).

59. PNUE/FAO/AIEA: Actes de la réunion consultative FAO/PNUE/AIEA sur l'accumulation et la transformation des contaminants chimiques par les processus biotiques et abiotiques dans le milieu marin (La Spezia, Italie, 24-28 septembre 1990), publié sous la direction de G.P. Gabrielides. MAP Technical Reports Series No. 59. UNEP, Athens, 1991 (392 pages) (anglais seulement).
60. 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). MAP Technical Reports Series No. 60. UNEP, Athens, 1991 (76 pages) (parties en anglais ou français seulement).
61. 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). MAP Technical Reports Series No. 61. UNEP, Priority Actions Programme, Regional Activity Centre, Split, 1991 (437 pages) (parties en anglais ou français seulement).
62. PNUE/AIEA: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les substances radioactives. MAP Technical Reports Series No. 62, UNEP, Athens, 1992 (133 pages) (anglais et français).
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 pages) (français seulement).
64. PNUE/OMM: Pollution par voie atmosphérique de la mer Méditerranée. Rapport et actes des deuxièmes journées d'études OMM/PNUE. MAP Technical Reports Series No. 64, UNEP, Athens, 1992 (246 pages) (anglais seulement).
65. PNUE: Répertoire des centres relatifs au milieu marin en Méditerranée. MAP Technical Reports Series No. 65, UNEP, Athens, 1992 (351 pages) (anglais et français).
66. PNUE/CRU: Modifications régionales du climat dans le bassin méditerranéen résultant du réchauffement global dû aux gaz à effet de serre. MAP Technical Reports Series No. 66, UNEP, Athens, 1992 (172 pages) (anglais seulement).
67. PNUE/COI: Applicabilité de la télédétection à l'étude des paramètres de la qualité de l'eau en Méditerranée. Rapport final du projet de recherche. MAP Technical Reports Series No. 67, UNEP, Athens, 1992 (142 pages) (anglais seulement).
68. PNUE/FAO/COI: Evaluation des ateliers de formation sur le traitement statistique et l'interprétation des données relatives aux communautés marines. MAP Technical Reports Series No. 68. UNEP, Athens, 1992 (221 pages) (anglais seulement).
69. PNUE/FAO/COI: Actes de l'Atelier FAO/PNUE/COI sur les effets biologiques des polluants sur les organismes marins (Malte, 10-14 septembre 1991), publié sous la direction de G.P. Gabrielides. MAP Technical Reports Series No. 69. UNEP, Athens, 1992 (287 pages) (anglais seulement).
70. PNUE/AIEA/COI/FAO: Composés organohalogénés dans le milieu marin: Une synthèse. MAP Technical Reports Series No. 70. UNEP, Athens, 1992 (49 pages) (anglais seulement).
71. PNUE/FAO/COI: Techniques sélectionnées de surveillance continue des effets biologiques des polluants sur les organismes marins. MAP Technical Reports Series No. 71. UNEP, Athens, 1993 (189 pages) (anglais seulement).
72. PNUE: Coûts et bénéfices des mesures pour la réduction de la dégradation de l'environnement des sources de pollution d'origine tellurique dans les zones côtières. A -Etude de cas de la baie d'Izmir. B - Etude de cas de l'île de Rhodes. MAP Technical Reports Series No. 72. UNEP, Athens, 1993 (64 pages) (anglais seulement).
73. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche traitant des effets de polluants sur les communautés et les organismes marins. MAP Technical Reports Series No. 73. UNEP, Athens, 1993 (186 pages) (anglais et français).

74. PNUE/FIS: Rapport de l'Atelier de formation sur les aspects de la documentation marine en Méditerranée. MAP Technical Reports Series No. 74. UNEP, Athens, 1993 (38 pages) (anglais seulement).
75. PNUE/OMS: Mise au point et essai des techniques d'échantillonnage et d'analyse pour la surveillance continue des polluants marins (Activité A). MAP Technical Reports Series No. 75. UNEP, Athens, 1993 (90 pages) (anglais seulement).
76. PNUE/OMS: Cycles biogéochimiques de polluants spécifiques (Activité K): Survie des pathogènes. MAP Technical Reports Series No. 76. UNEP, Athens, 1993 (68 pages) (anglais et français).
77. PNUE/FAO/AIEA: Conception des programmes de surveillance continue et de gestion des données concernant les contaminants chimiques dans les organismes marins. MAP Technical Reports Series No. 77. UNEP, Athens, 1993 (236 pages) (anglais seulement).
78. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche traitant des problèmes de l'eutrophisation. MAP Technical Reports Series No. 78. UNEP, Athens, 1994 (139 pages) (anglais seulement).
79. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche traitant de la toxicité des polluants sur les organismes marins. MAP Technical Reports Series No. 79. UNEP, Athens, 1994 (135 pages) (parties en anglais ou français seulement).
80. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche traitant des effets des polluants sur les organismes et communautés marins. MAP Technical Reports Series No. 80. UNEP, Athens, 1994 (123 pages) (anglais seulement).
81. PNUE/AIEA: Examen de la qualité des données pour le MED POL: Dix-neuf années de progrès. MAP Technical Reports Series No. 81. UNEP, Athens, 1994 (79 pages) (anglais seulement).
82. PNUE/UICN: Rapport technique sur l'état des cétacés en Méditerranée. MAP Technical Reports Series No. 82. PNUE, Centre d'activités régionales pour les aires spécialement protégées, Tunis, 1994 (37 pages) (anglais seulement).
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 pages) (français seulement).
84. PNUE: Etude de gestion intégrée pour la zone d'Izmir. MAP Technical Reports Series No. 84. PNUE, Centre d'activités régionales pour le programme d'actions prioritaires, Split, 1994 (130 pages) (anglais seulement).
85. PNUE/OMM: Evaluation de la pollution transférée par voie atmosphérique en mer Méditerranée pour les composés soufrés, azotés et pour les métaux lourds en 1991. MAP Technical Reports Series No. 85. UNEP, Athens, 1994 (304 pages) (anglais seulement).
86. PNUE: Programme de surveillance continue de la zone côtière de l'Adriatique Est - Rapport pour 1983-1991. MAP Technical Reports Series No. 86. UNEP, Athens, 1994 (311 pages) (anglais seulement).
87. PNUE/OMS: Identification de constituants microbiologiques et de dosage (mise au point et essai de méthodes) de contaminants donnés (Domaine de recherche I) - Rapports finaux sur certains projets de nature microbiologique. MAP Technical Reports Series No. 87. UNEP, Athens, 1994 (136 pages) (anglais seulement).
88. PNUE: Actes du Séminaire débat sur la prospective méditerranéenne. MAP Technical Reports Series No. 88. UNEP, Blue Plan Regional Activity Centre, Sophia Antipolis, 1994 (176 pages) (parties en anglais ou français seulement).
89. PNUE: Projet de la Baie d'Iskenderun. Volume I. Gestion de l'environnement dans le cadre de l'environnement-développement. MAP Technical Reports Series No. 89. PNUE, Centre d'activités régionales pour le Plan Bleu, Sophia Antipolis, 1994 (144 pages) (anglais seulement).

90. PNUE: Projet de la Baie d'Iskenderun. Volume II. Analyse systémique et prospective. MAP Technical Reports Series No. 90, UNEP, Sophia Antipolis, 1994 (142 pages) (parties en anglais ou français seulement).
91. PNUE: Une contribution de l'écologie à la prospective. Problèmes et acquis. MAP Technical Reports Series No. 91, Sophia Antipolis, 1994 (162 pages) (français seulement).
92. PNUE/OMS: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les substances cancérigènes, tératogènes et mutagènes. MAP Technical Reports Series No. 92, UNEP, Athens, 1995 (238 pages) (anglais seulement).
93. PNUE/OMS: Etudes épidémiologiques relatives à la qualité de l'environnement pour les eaux servant à la baignade, à la culture des coquillages et à l'élevage d'autres organismes marins comestibles. MAP Technical Reports Series No. 93, UNEP, Athens, 1995 (118 pages) (anglais seulement).
94. 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. MAP Technical Reports Series No. 94, UNEP, Athens, 1995 (214 pages) (parties en anglais ou français seulement).
95. 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. MAP Technical Reports Series No. 95, UNEP, Athens, 1995 (69 pages) (anglais et français).
96. PNUE/FAO: Rapports finaux des projets de recherche sur les effets (Domaine de recherche III) -Effets de la pollution sur la composition et la répartition spatiale à proximité de l'émissaire d'eaux usées d'Athènes (Golfe Saronique, Grèce). MAP Technical Reports Series No. 96, UNEP, Athens, 1996 (121 pages) (anglais seulement).
97. PNUE/FAO: Rapports finaux des projets de recherche sur les effets (Domaine de recherche III) -Effets de la pollution sur les communautés marines. MAP Technical Reports Series No. 97, UNEP, Athens, 1996 (141 pages) (anglais et français).
98. PNUE: Implications du changement climatique pour la zone côtière d'Albanie. MAP Technical Reports Series No. 98, UNEP, Athens, 1996 (179 pages) (anglais seulement).
99. PNUE: Implications des changements climatiques sur la zone côtière de Sfax. MAP Technical Reports Series No. 99, UNEP, Athens, 1996 (326 pages) (anglais et français).
100. PNUE: Etat du milieu marin et du littoral de la région méditerranéenne. MAP Technical Reports Series No. 100, UNEP, Athens, 1996 (142 pages) (anglais seulement).
101. PNUE: Etat du milieu marin et du littoral de la région méditerranéenne. MAP Technical Reports Series No. 101, UNEP, Athens, 1996 (français seulement).
102. PNUE: Implications des changements climatiques sur la zone côtière de Fuka-matrouh (Egypte). MAP Technical Reports Series No. 102, UNEP, Athens, 1996 (anglais seulement).
103. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche relatifs aux effets biologiques (Domaine de Recherche III). MAP Technical Reports Series No. 103, UNEP, Athens, 1996 (128 pages) (anglais et français).
104. PNUE/FAO: Rapports finaux sur les projets de recherche relatifs à l'eutrophisation et à l'accumulation des métaux lourds. MAP Technical Reports Series No. 104, UNEP, Athens, 1996 (128 pages) (anglais et français).
105. PNUE/FAO/OMS: Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par le zinc, le cuivre et leurs composés. MAP Technical Reports Series No. 105, UNEP, Athens, 1996 (288 pages) (anglais et français).





Issued and printed by:

Mediterranean Action Plan  
United Nations Environment Programme

Additional copies of this and other publications issued by  
the Mediterranean Action Plan of UNEP can be obtained from:

Coordinating Unit for the Mediterranean Action Plan  
United Nations Environment Programme  
Leoforos Vassileos Konstantinou, 48  
P.O.Box 18019  
11610 Athens  
GREECE



Publié et imprimé par:

Plan d'action pour la Méditerranée  
Programme des Nations Unies pour l'Environnement

Des exemplaires de ce document ainsi que d'autres  
publications du Plan d'action pour la Méditerranée  
du PNUE peuvent être obtenus de:

Unité de coordination du Plan d'action pour la Méditerranée  
Programme des Nations Unies pour l'Environnement  
Leoforos Vassileos Konstantinou, 48  
B.P. 18019  
11610 Athènes  
GRECE