



Programme des Nations Unies pour l'environnement



UNEP(OCA)/MED WG.1049/Inf.6
23 janvier 1996

FRANCAIS
Original: ANGLAIS

PLAN D'ACTION POUR LA MEDITERRANEE

Réunion des coordonnateurs nationaux pour le MED POL

Athènes, 18-22 mars 1996

UNEP(OCA)/MED WG.111/Inf.5

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

En collaboration avec:



FAO



OMS



Programme des Nations Unies pour l'environnement



UNEP(OCA)/MED WG.1049/Inf.6
23 janvier 1996

FRANCAIS
Original: ANGLAIS

PLAN D'ACTION POUR LA MEDITERRANEE

Réunion des coordonnateurs nationaux pour le MED POL

Athènes, 18-22 mars 1996

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

En collaboration avec:



FAO



OMS

PNUE
Athènes, 1996

TABLE DES MATIERES

	<u>Page No.</u>
1. INTRODUCTION	1
A. EVALUATION	3
2. DEFINITION ET DELIMITATION DU PROBLÈME	3
2.1 Introduction	3
2.2 Définition de l'eutrophisation	3
2.3 Eutrophisation naturelle et eutrophisation anthropique	4
2.4 Délimitation du problème de l'eutrophisation par rapport aux autres formes de pollution	5
2.5 Impact potentiel de l'eutrophisation sur la santé de l'homme et la salubrité des écosystèmes	5
2.6 Aspects bénéfiques de l'eutrophisation	6
2.7 Eutrophisation de l'Adriatique dans le contexte de l'eutrophisation marine au niveau mondial	6
3. CAUSES ET MECANISMES DE L'EUTROPHISATION	7
3.1 Structure et compartiments des écosystèmes aquatiques	7
3.1.1 Producteurs primaires	7
3.1.2 Producteurs secondaires	9
3.1.3 Les minéralisateurs	10
3.1.4 La réserve de nutriments	10
3.1.5 Concaténation: chaîne alimentaire et réseau trophique	10
3.2 Métabolisme des écosystèmes aquatiques	12
3.2.1 Composition en éléments du bioeston (essentiellement phytoplancton, zooplancton, bactéries)	12
3.2.2 Processus métaboliques	13
3.2.2.1 Production primaire et formation de la biomasse	13
3.2.2.2 Minéralisation du bioeston	15
3.2.2.3 Généralisation	16
3.2.2.4 Aspects cinétiques	19
3.3 Pertinence pour l'eutrophisation	19
3.3.1 Difficultés conceptuelles et analytiques	19
3.3.2 Conditions générales de la croissance des algues	20
3.3.3 Le concept de facteur limitant et le concept de facteurs cibles	20
3.3.4 Processus océaniques et processus littoraux	21
3.3.5 Critères de charge	23
3.3.6 Limitation par les éléments nutritifs en Méditerranée	24

4. SOURCES D'ELEMENTS NUTRITIFS, TYPES DE SOURCE ET EVALUATION DES CHARGES	24
4.1 Généralités	24
4.2 Utilisation du sol et identification des sources	25
4.3 Principes de la caractérisation et de l'évaluation des sources	29
4.3.1 Types de source	29
4.3.2 Force de la source	30
4.3.3 Voies de cheminement et flux	34
4.4 Pratique de l'évaluation et de l'inventaire des sources	34
4.5 Evaluation de la charge pour l'ensemble de la Méditerranée	43
4.6 Remarques finales	67
5. AMPLEUR DE L'EUTROPHISATION ET DES PROLIFERATIONS D'ALGUES EN MEDITERRANEE	68
5.1 Description générale de la Méditerranée	68
5.2 Examen des épisodes d'eutrophisation relevés par région et par pays	70
5.2.1 Espagne. Méditerranée occidentale	70
5.2.2 France. Méditerranée Nord-ouest	72
5.2.3 Les côtes de l'Italie	75
5.2.4 Slovénie, Croatie, Monténégro. Est de l'Adriatique	85
5.2.5 Agrégats de mucilages en mer Adriatique et mer Tyrrhénienne	90
5.2.6 Grèce; est de la mer Ionienne et mer Egée	92
5.2.7 Malte. Méditerranée centrale	94
5.2.8 Turquie. Nord-est de la Méditerranée	94
5.2.9 Liban. Méditerranée orientale	96
5.2.10 Israël. Méditerranée orientale	96
5.2.11 Egypte. Sud-est de la Méditerranée	97
5.2.12 Tunisie. Sud de la Méditerranée	99
5.2.13 Algérie. Sud de la Méditerranée	100
6. EFFETS SUR LA VIE, LES RESSOURCES ET LES VALEURS D'AGREMENT MARINES	100
6.1 Les proliférations de phytoplancton nocives pour les vertébrés et les invertébrés marins	100
6.1.1 Dinophycées	100
6.1.2 Prymnésiophycées	102
6.1.3 Raphidophycées (chloromonadophycées)	104
6.1.4 Dictyochophycées (= silicoflagellés)	104
6.1.5 Tests généraux de la toxicité du phytoplancton	105
6.1.6 Etudes sur les constituants ichthyotoxiques du phytoplancton en mer Méditerranée	107

	<u>Page No.</u>
6.2 Dommages occasionnés aux communautés et aux écosystèmes par les floraisons d'algues nocives	107
6.2.1 Effets d'un déficit en oxygène sur les communautés benthiques du golfe de Trieste	108
6.2.2 Effets d'un déficit en oxygène sur l'écosystème benthique du nord-ouest de l'Adriatique	109
6.2.3 Communauté macrozoobenthique immature le long de la côte de l'Emilie-Romagne	111
6.2.4 Recherches en laboratoire et sur le terrain concernant la résistance des bivalves au déficit en oxygène	112
6.3 Effets économiques directs	112
6.3.1 Effets sur les pêches et la pisciculture côtière dans des régions et sous-régions de la Méditerranée	112
6.3.2 Effets sur le tourisme dans des régions et sous-régions de la mer Méditerranée	113
7. ASPECTS LIES À LA SANTE DE L'HOMME	116
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	116
7.2 Les syndromes connus d'intoxication par les produits de la mer en Méditerranée	119
7.2.1 L'intoxication paralytique par les fruits de mer (PSP)	119
7.2.1.1 Dinoflagellés responsables de PSP ou potentiellement toxiques	119
7.2.1.2 Chimie des constituants des toxines PSP	120
7.2.1.3 Poussées de PSP dans le monde	122
7.2.1.4 Poussées de PSP en Méditerranée	123
7.2.1.5 Les produits comestibles de la mer altérés par les toxines PSP	124
7.2.1.6 L'épuration des toxines PSP des stocks vivants de mollusques bivalves et de poisson planctonophage	124
7.2.1.7 Méthode d'analyse pour le dépistage PSP	124
7.2.1.8 L'intoxication chez l'homme: toxicologie clinique	125
7.2.1.9 Mécanisme d'action	125
7.2.1.10 Remarques sur le traitement	126
7.2.1.11 Niveaux de tolérance et remarques sur la sécurité	128
7.2.2 Intoxication diarrhéique par les fruits de mer (DSP)	128
7.2.2.1 Dinoflagellés responsables de DSP ou potentiellement toxiques	129
7.2.2.2 Chimie des constituants des toxines DSP	130
7.2.2.3 Poussées de DSP dans le monde	131
7.2.2.4 Poussées de DSP en mer Méditerranée	129

	<u>Page No.</u>	
7.2.2.5	Produits de la mer altérés par les toxines DSP	132
7.2.2.6	L'épuration des toxines DSP des mollusques bivalves	133
7.2.2.7	Méthodes d'analyse des toxines DSP	134
7.2.2.8	L'intoxication chez l'homme: toxicologie clinique	134
7.2.2.9	Mécanisme d'action	135
7.2.2.10	Remarques sur le traitement	135
7.2.2.11	Niveaux de tolérance et remarques sur la sécurité	135
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	136
7.3.1	<i>Procentrum minimum</i> et intoxication par les coquillages contenant de la vénérupine	136
7.3.1.1	Organismes produisant des toxines	137
7.3.1.2	Recherches sur les constituants de la vénérupine	137
7.3.1.3	<i>Prorocentrum minimum</i> et épisodes d'intoxication par la vénérupine dans le monde	137
7.3.1.4	Manifestations de <i>Prorocentrum minimum</i> en mer Méditerranée	138
7.3.1.5	Méthodes d'analyse de la vénérupine	138
7.3.1.6	L'intoxication chez l'homme	138
7.3.1.7	Traitement	139
7.3.2	<i>Nitzschia spp.</i> et l'intoxication amnésique par les fruits de mer (ASP)	139
7.3.2.1	Chimie du principe toxique de l'ASP	139
7.3.2.2	Organismes responsables de l'ASP	139
7.3.2.3	Méthode d'analyse de la toxine ASP	139
7.3.2.4	Cas d'ASP dans le monde	140
7.3.2.5	<i>Nitzschia spp.</i> et les agrégats mucilagineux en mer Adriatique	140
7.3.2.6	L'intoxication chez l'homme: toxicologie clinique	141
7.3.2.7	Toxicologie	141
7.3.2.8	Niveaux de tolérance et remarques sur la sécurité	141
7.3.3	Toxines des chlorophycées et produits de la mer	141
7.3.4	Toxines des rhodophycées et produits de la mer	143
7.3.5	Proliférations de <i>Gymnodinium spp.</i> : intoxication neurotoxique par les fruits de mer (NSP) et irritation respiratoire	143
7.3.5.1	Dinoflagellés potentiellement toxiques ou responsables de NSP	143
7.3.5.2	Chimie des constituants toxiques NSP	144
7.3.5.3	Produits de la mer contaminés par la brévéttoxine	144
7.3.5.4	Méthodes d'analyse des toxines NSP	145
7.3.5.5	Toxicologie	145
7.3.5.6	Niveaux de tolérance et considérations touchant la sécurité	146
7.3.5.7	<i>Gymnodinium sp.</i> en mer Méditerranée	146

	<u>Page No.</u>
7.3.6 Les toxines de cyanophycées responsables d'irritation respiratoire et de dermite de contact	146
7.3.6.1 Structures chimiques	147
7.3.6.2 L'intoxication chez l'homme	147
7.3.6.3 Toxicologie	147
7.3.6.4 Les cyanophycées en mer Méditerranée	148
7.4 Généralités sur l'eutrophisation, les bactéries et la santé de l'homme	148
7.4.1 Cycle bactérien de l'eutrophisation	148
7.4.2 Bactéries marines et liens avec les eaux rouges	149
7.4.3 Effets sur les bactéries des principes actifs produits par le phytoplancton	149
7.4.4 Effets directs et indirects des bactéries sur la santé humaine	150
8. GESTION DE L'EUTROPHISATION	151
B. ACTIONS CORRECTIVES ET MESURES ANTIPOLLUTION	153
9. SURVEILLANCE, PREVISION ET PRISE DE DECISION	153
9.1 Surveillance de l'eutrophisation	154
9.2 Principales variables à échantillonner	154
9.3 Techniques d'échantillonnage et d'analyse	155
9.4 Emplacement des sites d'échantillonnage et fréquence des prélèvements	156
9.5 Analyse des politiques	156
9.6 Capacité du milieu	157
9.7 Modèles mathématiques	157
10. ACTIONS PREVENTIVES ET CORRECTIVES POSSIBLES	158
10.1 Elimination des éléments nutritifs à la source	160
10.1.1 Agriculture et élevage	160
10.1.2 Détergents	161
10.1.3 Industrie	161
10.2 Réduction des niveaux d'éléments nutritifs	161
10.2.1 Stations d'épuration des eaux usées	161
10.2.2 Autres formes d'épuration	162
10.3 Autres moyens d'action	162
10.4 Programmes de surveillance	163
10.5 Modèles mathématiques	164
11. MESURES JURIDIQUES NATIONALES ET INTERNATIONALES EXISTANTES	164
11.1 Mesures juridiques nationales	164
11.2 Mesures juridiques internationales	167

	<u>Page No.</u>
12. JUSTIFICATION DE L'INSTAURATION DE MESURES ANTIPOLLUTION	168
13. ACTIONS RECOMMANDEES	168
13.1 Surveillance continue	168
13.2 Evaluation de l'état actuel	169
13.3 Inventaire des sources de pollution à terre	169
13.4 Action scientifique	169
Appendice I: Mesures de la biomasse	171
14. REFERENCES	174

1. INTRODUCTION

Aux termes du Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique (Protocole "tellurique"), 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, à savoir:

- ***Le professeur R.A. Vollenweider, National Water Research Institute, Burlington, Canada;***
- ***M.A.Rinaldi, Laboratoire "M.N.Daphne", Région d'Emilie-Romagne, Italie;***
- ***Le professeur R. Viviani de l'université de Bologne; et***
- ***Le professeur E. Todini de l'université de Bologne.***

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. Cependant, faute de temps, le document n'a pu être examiné lors de la réunion et les délégations ont été invitées à communiquer par courrier leurs observations au Secrétariat. Toutes les observations reçues ont été prises en compte dans la rédaction de cette nouvelle version qui est présentée à la réunion des coordonnateurs nationaux pour le MED POL (Athènes, 18-22 mars 1996).

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).

Le chapitre sur les mesures juridiques existant aux plans national et international n'est pas complet, étant donné que seul un petit nombre de coordonnateurs nationaux pour le MED POL ont fourni ces renseignements.

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 champignons¹.

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 CO₂, CH₄, H₂S, NH₃, 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

¹ 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 restent 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 brevétoxine, 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) 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 macroalgues²) 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) μm environ en diamètre ou longueur, et leur volume de 2 à 10^5 (< 10^6 à 10^7) μ^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), dinophycées (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*.

² 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/m³ (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.) engendrent 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 structurelle 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).

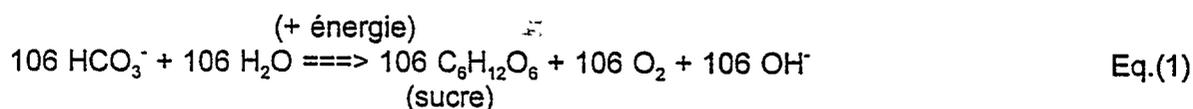
3.2.2 Processus métaboliques

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, $\tilde{\epsilon}$. Par conséquent, la profondeur de la couche euphotique, c_{eu} , est égal à $4,6/\tilde{\epsilon}$. 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 m²/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 CO₂ (dioxyde de carbone) et d'eau, constitue le processus initial de la production primaire. Cette réaction s'exprime en stoechiométrie théorique par :



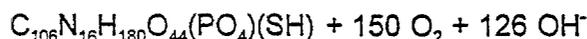
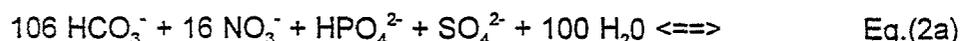
$$\text{Quotient photosynthétique PQ} = \text{mol } O_2 / \text{mol } CO_2 = 106/106 = 1$$

Par conséquent, l'incorporation de 106 molécules de dioxyde de carbone s'accompagne d'un nombre égal de 106 molécules³ 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.

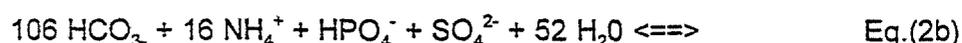
En dépit de la complexité des voies de réaction intervenant dans la formation de la biomasse, il est possible de réduire ce processus à quelques équations succinctes et simples. A la différence de l'équation (1) qui ne concerne que le carbone, l'hydrogène et l'oxygène, ces équations comprennent au moins 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 (NO₃) ou l'ammonium (NH₄).

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

³ 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'unité⁴. 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.

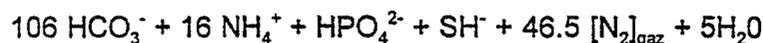
- a) La minéralisation aérobie du bioeston peut se produire déjà dans la couche euphotique, mais elle survient le plus souvent dans des eaux plus profondes après sédimentation des détritiques biogènes. Comme il est indiqué par les doubles flèches, les éq.(2), peuvent se lire en sens inverse. Dans des 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.

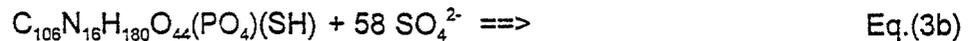
Parmi les diverses possibilités, il y a deux variantes particulièrement intéressantes pour l'objet de notre étude, la première quand des nitrates sont encore disponibles, la deuxième quand les nitrates sont absents. L'un des schémas de réaction possibles est décrit par l'éq.(3a).

- a) Nitrates disponibles:



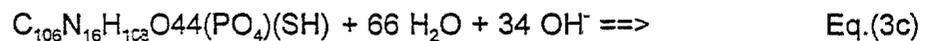
⁴ **Remarque:** il existe toutefois une différence plus subtile entre l'éq.(1) et l'éq.(2). Comme de l'énergie chimique est nécessaire pour la formation de la biomasse qui s'accompagne d'une certaine perte de chaleur métabolique, la quantité d'énergie captée et stockée correspondant exactement à l'éq.(1) 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 médiaté par voie microbologique.

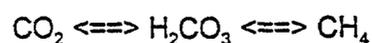
Les processus décrits par l'éq.(3a) interviennent avant tout dans les couches limites entre eaux oxiques et anoxiques, et ceux décrits par les eq.(3b) et (3c) à proximité et au sein des sédiments anaérobies. Selon les circonstances particulières dans lesquelles ils surviennent, ces processus peuvent 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

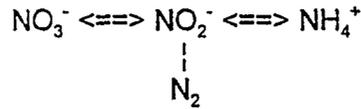
Les processus décrits ci-dessus peuvent être considérés sommairement comme des réactions d'oxydo-réduction. La séquence par laquelle se produisent les diverses réactions est régie par leur position relative à l'équilibre le long de l'échelle redox. Toutefois, certaines des réactions possibles sont catalysées 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,

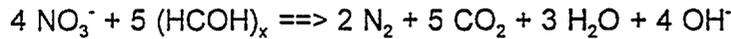


est régulée uniquement par les équilibres chimiques et le pH, tandis que la seconde une biomasse est convertie en méthane par des bactéries.

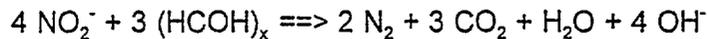
Azote. La séquence est compliquée par des formes chimiques d'azote intermédiaires (NH_2OH , NO , N_2O), alors que la voie menant à N_2 , en principe, l'emporte sur NO^{2-} .



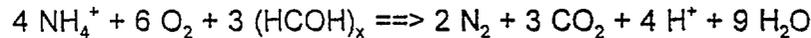
La dénitrification de NO_3^- en N_2 , qui est associée à la respiration de substances organiques (médiatée par des bactéries comme *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, etc.) peut être formulée comme suit:



et,

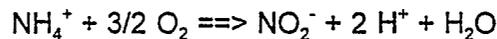


L'oxydation de NH_4^+ en présence d'oxygène et de substances organiques peut être incomplète et mener également à N_2 , soit

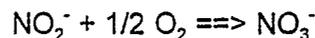


La dénitrification est probablement d'une importance moindre dans les eaux marines du large, mais elle peut constituer une perte importante d'azoté biodisponible pour les producteurs primaires dans les zones côtières et lagunes eutrophes hypoxiques et anoxiques.

L'oxydation complète de l'ammonium en nitrates se produit en deux stades, le premier produisant des nitrites (médiaté par *Nitrosomonas*),



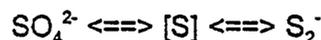
Les nitrites sont alors oxydés en nitrates (médiaté par *Nitrobacter*),



La fixation d'azote, autrement l'incorporation de 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 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.

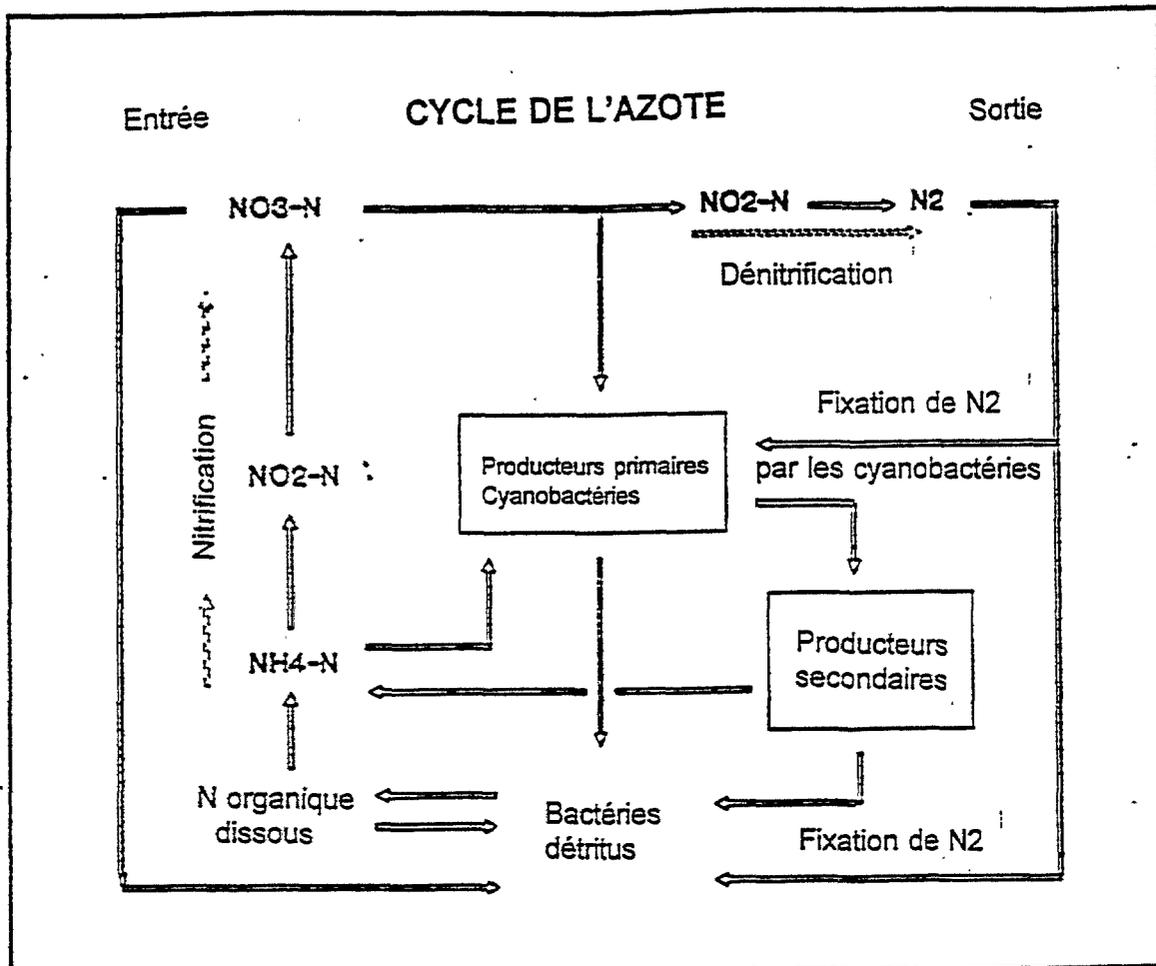


Fig. 1 Les principales composantes du cycle de l'azote (adapté par Forsberg, 1991)

Fer. La réaction rédox du fer trivalent-bivalent, à savoir:



joue un rôle important en régulant la disponibilité en PO_4 (Stumm et Morgan, 1981). Les complexes oxydes-hydroxydes du fer trivalent qui sont formés dans des conditions oxygènes absorbent de multiples quantités d'ions 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 surageantes. 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, μ , est proportionnel à la concentration, à de faibles concentrations en éléments nutritifs, alors que les taux atteignent une limite supérieure, μ_{max} , avec des concentrations croissantes, ce que l'on exprime mathématiquement par

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

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, B₁₂), 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

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 NO_3^- , 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

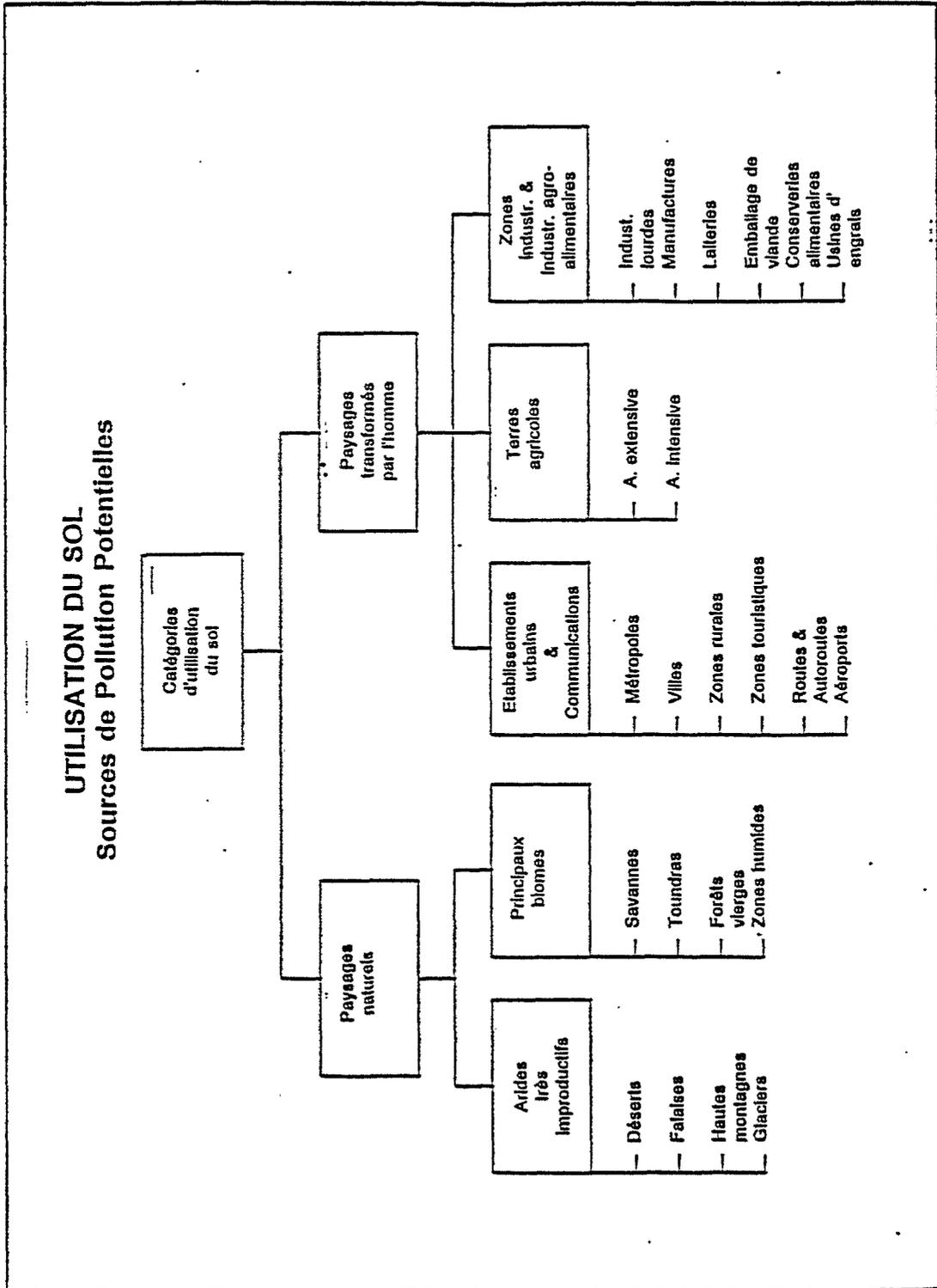


Fig. 2 Utilisation du sol. Sources de pollution potentielles

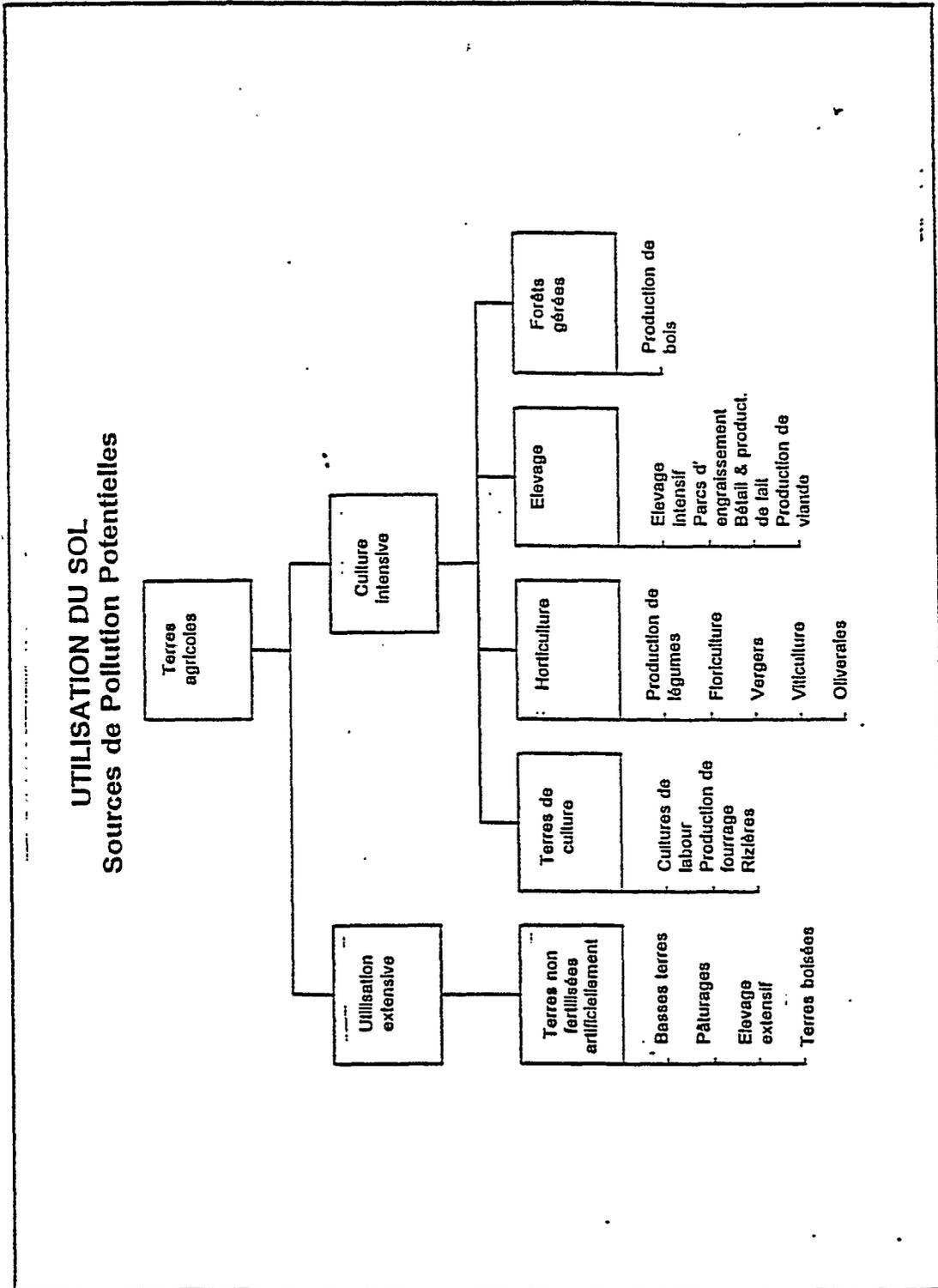


Fig. 3 Utilisation du sol. Sources de pollution potentielles

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.

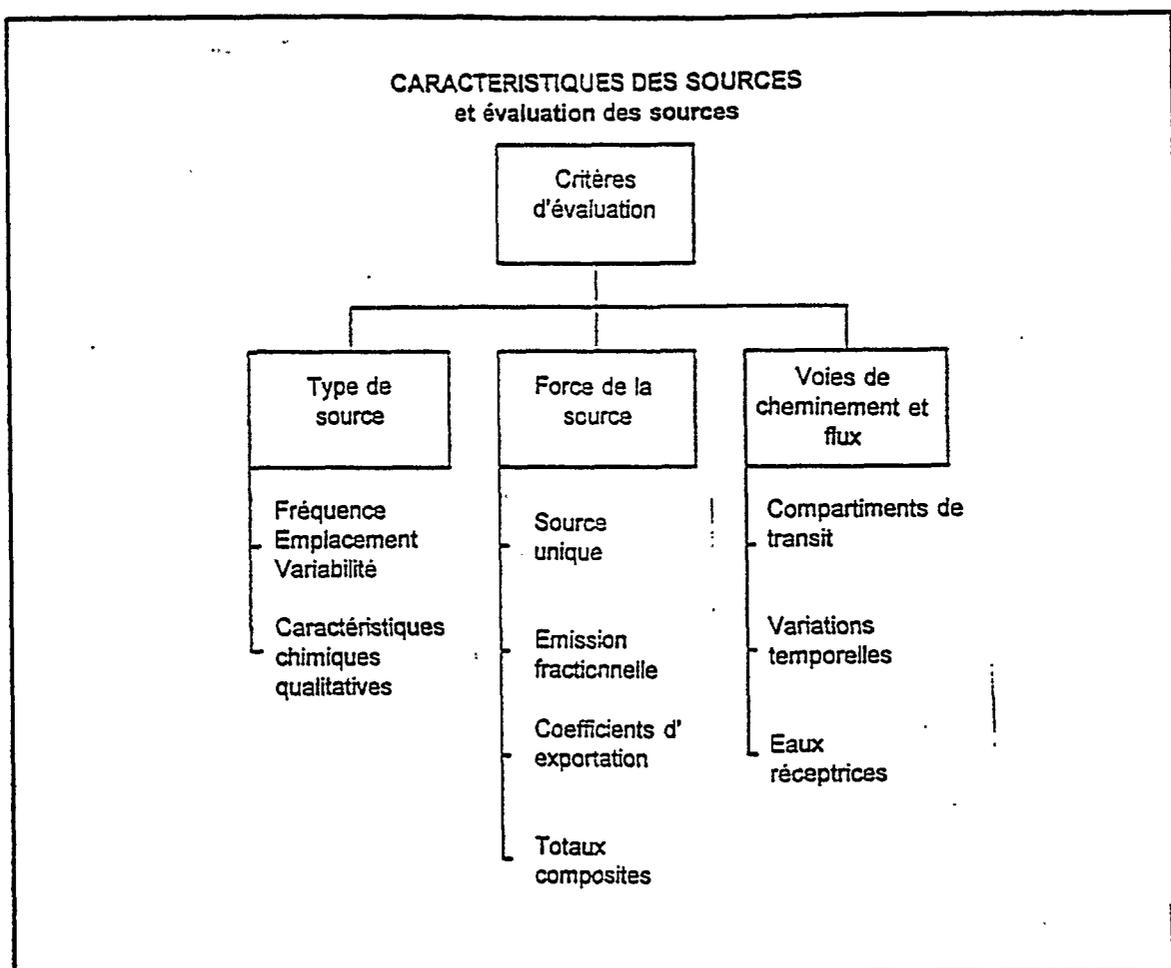


Fig. 4 Caractéristiques des sources et évaluation des sources

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 microbologique, 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).

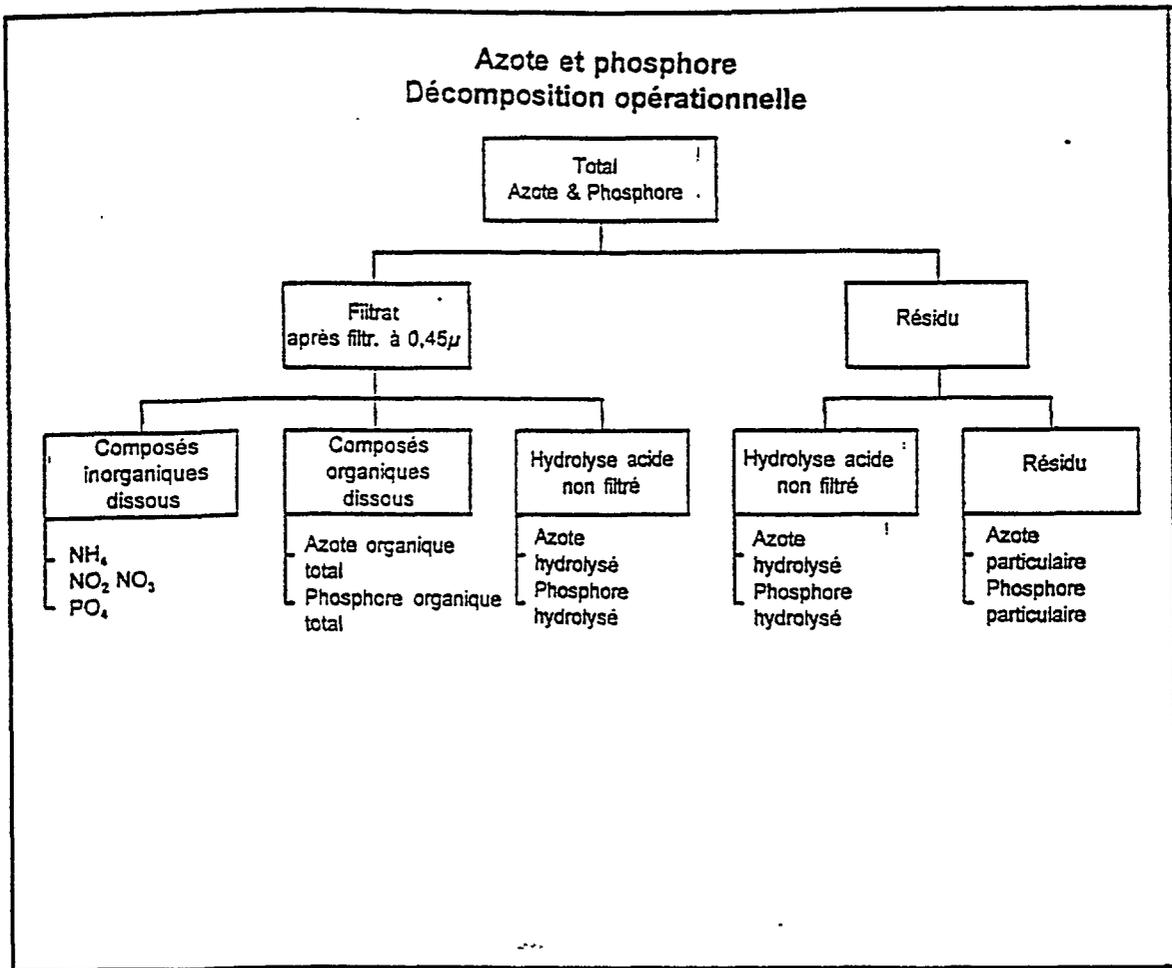


Fig. 5 Azote et phosphore, décomposition opérationnelle

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 soignée 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/km²/an (Omerik, 1977); selon Reckhow et al. (1980), les pertes de phosphore se montent à 300 kg/km²/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/km²/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

Fleuve	longueur km	Drainage km ²	Rejet ckm/an	Azote 1000 t/an (N-NO ₃) N total	Phosphore 100 t/an (P-PO ₄) P total	Coef.exp. Azote t/km ² /an	Coef.exp. Phosphore t/km ² /an
Pô	652	69.974	46,4	(66,7) 81,7 110,0	(10,9) 10,7 13,0	0,953 1,168 1,572	0,156 0,153 0,186
minimum					7,5		0,107
maximum					19,5		0,279
Adige	410	12.200	7	(6,6) 7,7 13,0	(0,4) 1,3 1,2	0,541 0,631 1,066	0,033 0,107 0,098
Tibre	405	17.169	7,2	(9,9) 20,2	(3,5) 3,2	0,577 1,177	0,204 0,186
Arno	241	8.247	2,05	(2,5) 4,6	(1,0) 1,8	0,303 0,558	0,121 0,218
16 bassins au sud du Pô		12.571		30	2,2	2,386	0,172
		Moyenne ±ET			Total	1,230 0,677	0,167 0,059
		Moyenne ±ET			Mineral	0,594 0,269	0,129 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 et Verna, 1992 Kempe, 1985 World Resources 1988-89 Note: Azote total Pettine = Azote inorganique total							
Autres fleuves	Estimations d'export.						
	km	km ² 1)	ckm/an	N-NO ₃	P-PO ₄	t/km ² /an N-NO ₃	t/km ² /an P-PO ₄
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.

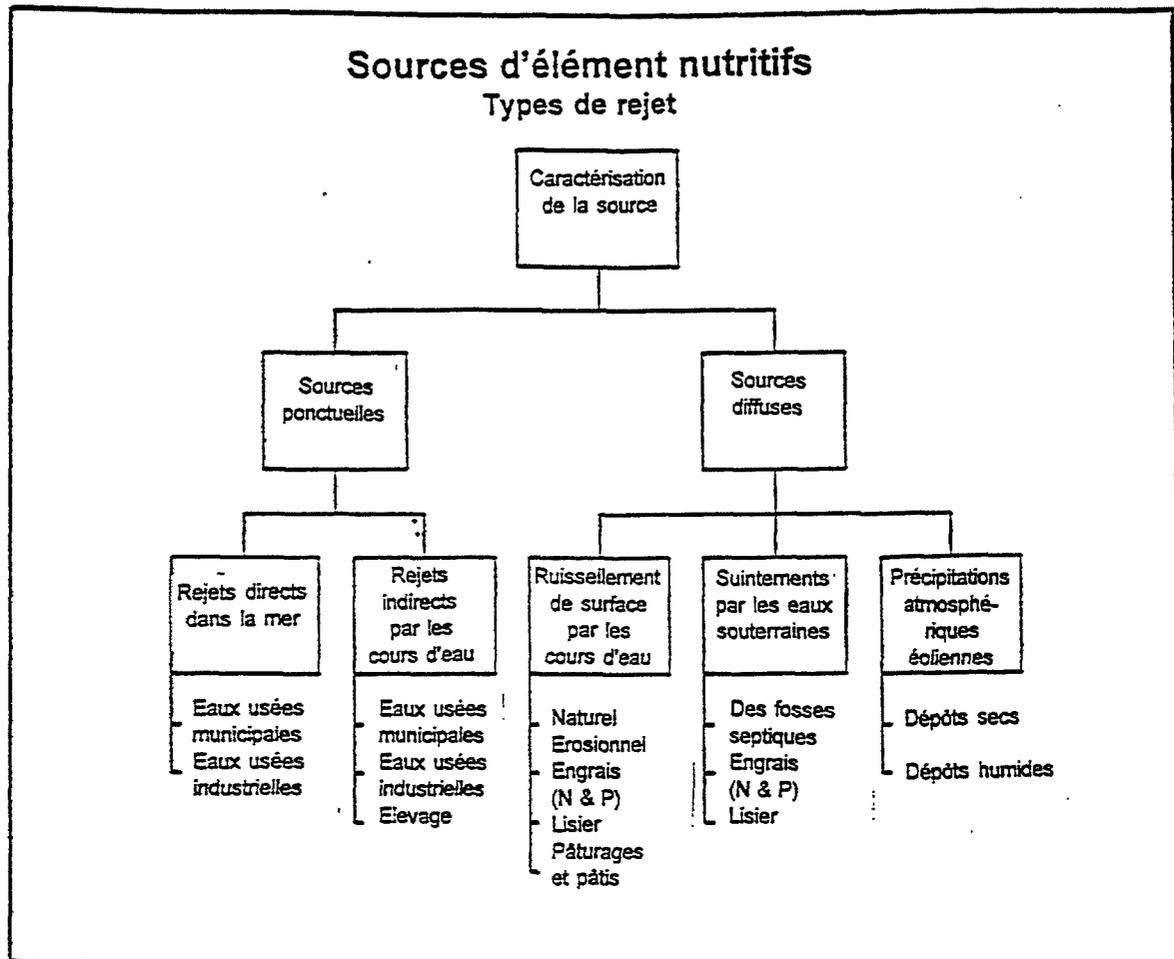


Fig. 6 Sources d'éléments nutritifs. Types de rejet

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/km² environ, il a été communiqué des exportations d'azote de 1500 à 2500 kg/km², et des exportations de phosphore de 70 à 290 kg/km². 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 km²; 2,27 millions d'habitants, 204 ht/km², 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 km² à 30.000 et 2.200 t/an, soit 2.386 et 172 kg/km², 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 ² 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 ²					
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/km², 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 km², la vallée du Pô a une extension d'environ 70.000 km² 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/m³) 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/m³, avec des moyennes oscillant entre 50 et 100 mg/m³ 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 ²	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 ² /an	= 919 kg/km ² /an
Population:	2113 t/million	= 2,113 kg/ht/an
Phosphore:		
Bassin:	0,0122 t/km ² /an	= 12,2 kg/km ² /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 ² /an
Coefficient d'exportation totale moyenne de P du bassin: 39,3 kg/km ² /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 ² /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/km²/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 ¹ Population 1985 *1000	Dans bassin Méd. 1985 *1000	%	Longueur de côte km	Indice de densité ht/km	Générée N t/an	Charge ² 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 ³	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 ⁴	23.153	2.582	11%	6.116	0,4	11.361	1.394
Total élément	186.954	97.854	52%			430.558	52.841
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
Total élément	101.254	38.650	38%			170.060	20.871
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
Total élément	67.383	17.378	26%			76.463	9.384
Total	355.591	153.882	43%			677.081	83.096

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'Egypte, d'Israël et du Liban attenante à un milieu marin très oligotrophe est évocatrice d'une eutrophisation locale effective (en Egypte, 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	
	Total élevage	7,88	13,35

d)	Industries	3,58	6,06
e)	Terres en friche	1,27	2,14
Total'		59,09	

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
		Total	22,60
			46,36
b)	Agriculture	Terres cultivées	14,42
29,58			
c)	Elevage	Bovins	3,15
		Porcs	1,71
		Moutons/chèvres	0,36
		Chevaux	0,22
		Volaille	1,45
		Total élevage	6,88
			14,11
d)	Industries		3,60
			7,39
e)	Terres en friche		1,25
			2,56
	Total	48,75 t/an	
		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
		Total élevage	36,21
			5,50
d)	Industries		50,00
			7,59
e)	Terres en friche		25,00
			3,80
	Total	658.340 t/an	

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.

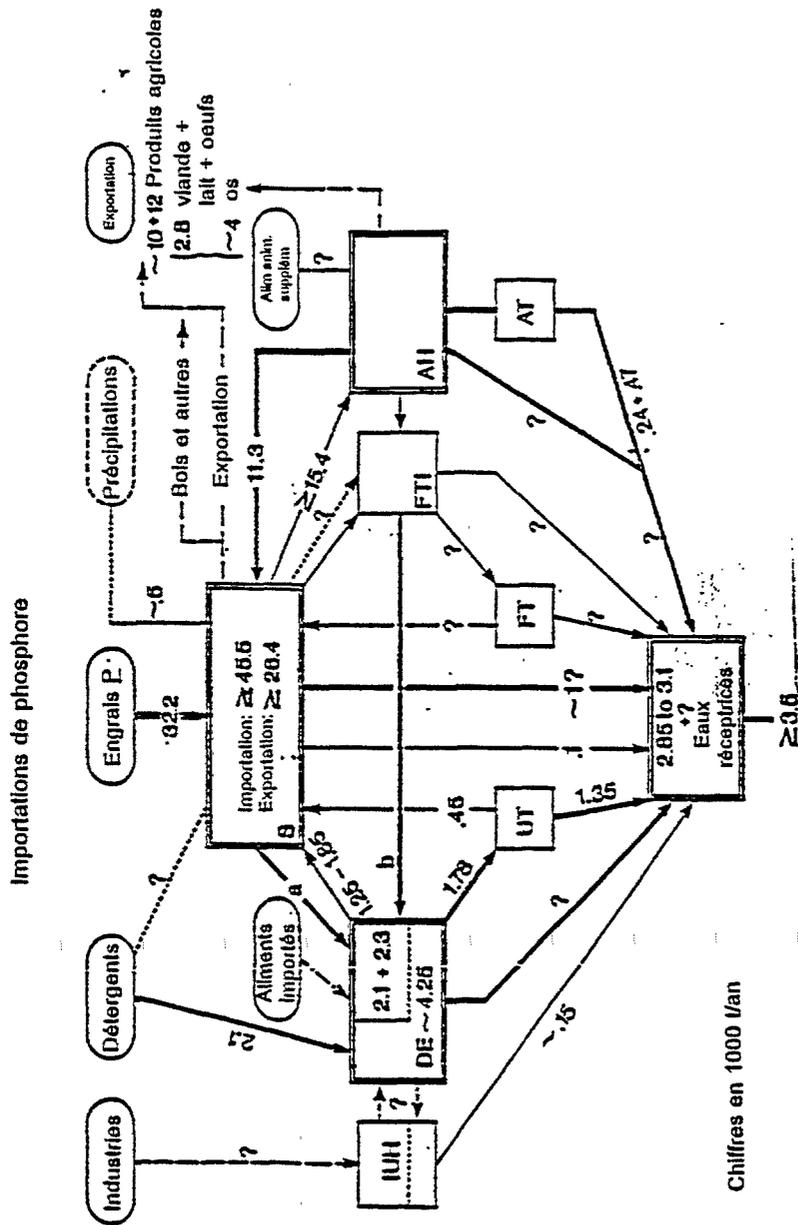


Fig. 7 Importations, exportations et flux de phosphore à travers la région d'Emilie-Romagne vers 1980; superficie: 22.122 km²; population 3,94 millions d'habitants; les chiffres sont donnés en tonnes/an.

- 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 recipientes 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.

Berthou (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"⁵ 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 km² (cf. tableau 7). Ainsi, la densité de population était de 39 habitants/km².

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).

⁵ 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 méditerranéen¹
Estimation de la superficie "effective" du bassin et de la densité de population

	Population du bassin *1000	%	Superficie du pays km ²	superficie ajustée km ²	Densité ht/km ²	Non prod. %	Bassin "effectif" km ²
Albanie	3.050	100%	28.748	28.748	106	21	22.711
France ²	11.790	22%	543.965	119.672	99	16	100.525
Grèce	8.862	90%	131.990	118.414	75	10	106.573
Italie ²	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
Total élément	97.854	41%	1.766.837	778.453	126		669.013
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
Total élément	38.650	38%	5.765.070	2.914.033	13		454.438
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
Total élément	17.378	26%	1.004.358	211.878	82		131.590
Total	153.882	43%	8.536.265	3.904.365	39		1.255.041

¹ Source: MAP-UNEP, 1989

² 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 km². 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 km² 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 km² et accroître ainsi la densité de population moyenne à 125 ht/km². Ces valeurs sont un peu inférieures à la valeur PNUE de 1,8 million de km² pour la Méditerranée (UNEP, 1983), et légèrement supérieures à l'estimation de 0,85 million de km² (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 m³/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 km², 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 km², 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 ²	(cf. Tableau 7)		
Population résid.:	1,54E+08	ht			
Coeff du bassin (kg/km ² /an):		Azote 920	Phosphore 40		
Coeff de la popul. (kg/ht/an):		2,2	0,35		
Estimations de charges:	N kg/an	P kg/an	N/P	N Contribution en %	P 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.

Élevage: 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 agronomique 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.

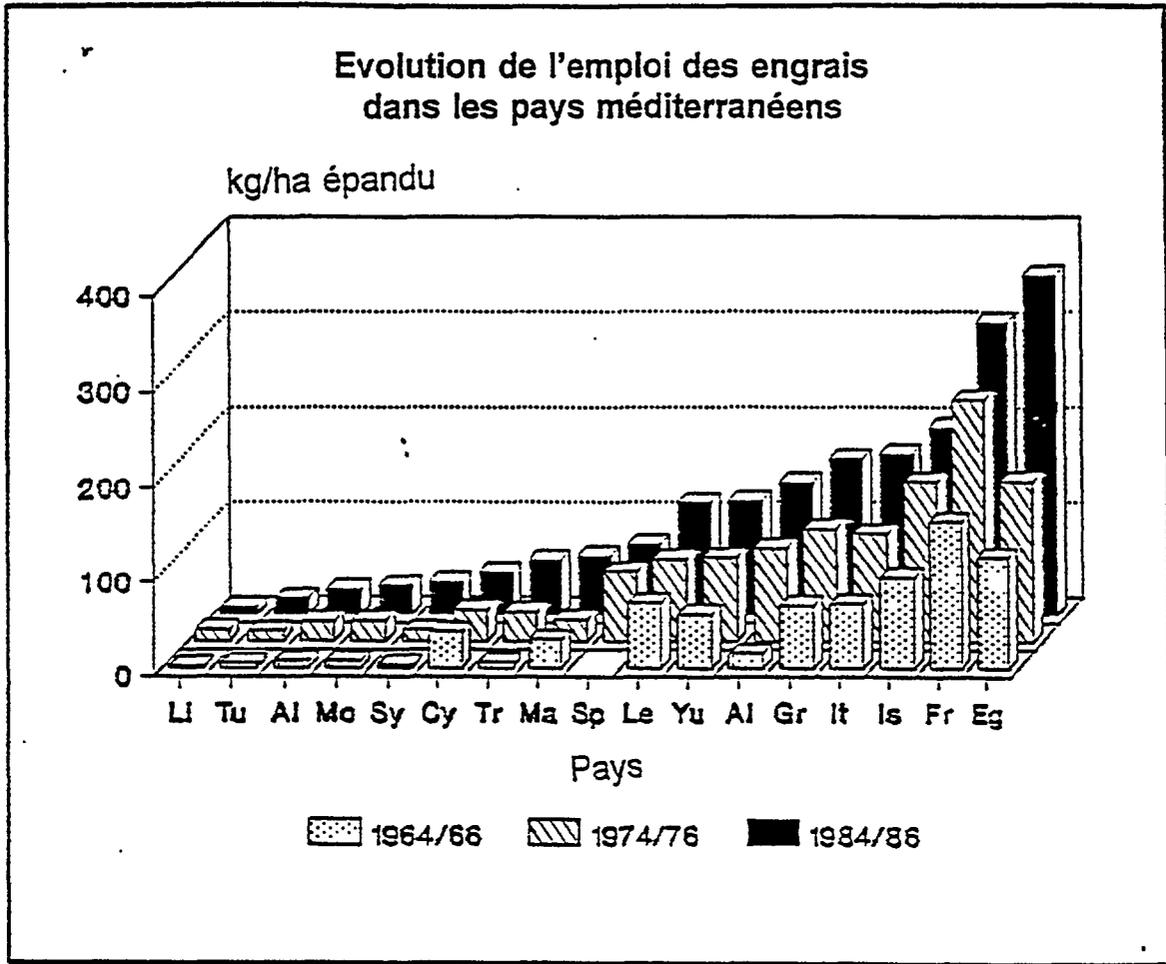


Fig. 8 Evolution de l'emploi des engrais dans les pays méditerranéens

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 cultivées¹

	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

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

Tableau 10

Cheptels des pays méditerranéens

Animaux/1000 hts ¹						
	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
Moy. élément	178	487	2444	206	18	1
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
Moy. élément	77	880	2671	0	43	28
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
Moy. élément	113	802	3678	73	30	3
Moyenne approx.:	129	695	2874	106	29	10

¹ 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 méditerranéens¹ 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
Total élément	131.227	29.134	35.871	67.663	10.250	960	275.105
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
Total élément	20.198	18.036	10.714	98	13.569	11.132	73.746
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
Total élément	27.913	11.847	7.711	1.227	4.580	1.160	54.437
Total	179.337	59.017	54.296	68.988	28.398	13.252	403.289
¹ 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 méditerranéens¹ 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
Total élément	971.790	178.447	101.284	201.208	73.044	6.842	1.532.615
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
Total élément	149.571	110.469	30.251	290	96.700	79.329	466.610
Chypre	2.247	4.214	1.920	2.475	3.038	0	13.894
Israëli	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
Total élément	206.705	72.561	21.773	3.649	32.636	8.268	345.592
Total	1.328.066	361.477	153.308	205.147	202.380	94.440	2.344.818
¹ 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 détergents⁶) et due à d'autres sources, et que pour l'azote comme pour le phosphore 50%

⁶ 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 autre 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 % généralisé par la population	Estimation de la charge totale de N			Estimation effective en % de sources ponctuelles ¹				
	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%
Total élément	430.558		1.801.090	836.868	515.461	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%
Total élément	170.060		696.680	325.027	201.143	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%
Total élément	76.463		188.630	99.410	69.670	24%	46%	66%
	11%		7%	8%	9%			
Total t/	677.081		2.686.400	1.261.305	786.274	15%	32%	52%
Estimation de la charge totale: = 0,6*Pop-N* {1 + [% de base/(100 - % de base)]* facteur F}								

¹ 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 ¹					
	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%
Total élément	52.841		196.854	121.250	83.448	31%	50%	73%
	64%		66%	66%	65%			
Algérie	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%
Total élément	20.871		76.455	47.314	32.744	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%
Total élément	9.384		23.384	16.388	12.890	46%	66%	84%
	11%		8%	9%	10%			
Total t/	83.096		296.693	184.953	129.083	32%	52%	74%
					Moy:	50%	66%	82%

Estimation de la charge totale:
= 1,15*Pop-P* {1 + [% de base/(100 - % de base)]* facteur F}

¹ 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 décru 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 estimation 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 clairessemées, 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 ³ /sec	Superficie 10 ³ km ²	Estimations des charges superf.*	
					Azote 10 ³ t/an	Phosphore 10 ³ t/an
1 Mer d'Alboran	Espagne	1				
	Maroc	5				
	Total	6	120,2	56,42	121,71	16,55
2 Nord-Ouest	Espagne	9				
	France	8				
	Italie	1				
	Total	18	2725,7	229,25	297,60	40,47
3 Sud-Ouest	Espagne	1				
	Algérie	5				
	Italie	1				
	Total	7	107	79,4	99,25	13,50
4 Tyrrhénienne	Italie	3				
	Tunisie	1				
	Total	4	388	46,9	58,63	7,97
5 Adriatique	Italie	11				
	Yougoslavie	4				
	Albanie	3				
	Total	18	3365,2	145,75	182,19	24,78
6 Ionienne	Grèce	1				
	Italie	1				
	Total	2	180	1,4	29,51	4,01
7 Centrale		0				
8 Egée	Grèce	6				
	Turquie	1				
	Total	7	1020	80,65	169,47	23,05
9 Nord-Est	Turquie	3				
	Chypre	1				
	Total	4	431,02	41,33	51,66	7,03
10 Sud-Est	Israël	2				
	Egypte	1				
	Total	3	501,02	2961,2	1,50	0,20
	Totaux		8838,14	3642,3	1011,52	137,57

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/km²/an; Phosphore 0,17t/km²/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 particulaires 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 g/m²/an, mais au-dessus de la mer du Nord et de la mer Baltique, des débits de flux de 0,6 à 1g/m²/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 g/m²/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 t/an; 1.c). Mais si l'on retient une valeur plus prudente de 0,1-0,2 g/m² pour l'ensemble de la Méditerranée, qui concorde mieux avec l'estimation pourtant supérieure de Berthoux de 0,075 g/m²/an mesurée près de Nice (Berthoux, 1986), l'apport éolien d'azote pourrait être de l'ordre de 250.000 à 500.000 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.

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/m²/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 m³/sec (12.600-6.100 m³/sec), et celui avec l'Atlantique à travers le détroit de Gibraltar se monte à quelque 70.000 m³/sec (1.750.000-1.680.000 m³/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*10¹²m³/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 15). 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/m³ pour N(NO₃) et de 0,28 mmol/m³ 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 16.

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.

Tableau 15

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	
Total	742.000	1.484.000	2.226.000	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	
Total	1.582.000	1.582.000	1.582.000	359.600
Précipitations:	182.000	182.000	182.000	
Fixation de N ² estimée:	1.736.000	994.000	252.000	*

* Valeurs à l'équilibre

Tableau 16

Charge d'azote et de phosphore par zones en g/m²/an
exemples choisis*

	Azote	Phosphore **
Baltique stricte (210.000 km ²):	4,3	0,3 (0,1-0,2)
mer du Nord (500.000 km ²):		
charge des échanges atl. + contribution atmosph.	4,2	0,9
Rejets fluviaux + directs	1,9	0,2
Partie interne Fjord d'Osio (200 km ²):	17,0	3,0
Baie de Laholm (300 km ²):	24,0	1,4
Japon:		
Baie de Tokyo: (1.400 km ²)	89,2	10,7 (0,5-1,0)
Baie d'Ise (170 km ²)	43,4	5,8 (0,5-1,0)
Baie de Seto (22.000 km ²)	8,2	0,8 (0,15-0,3)
Mer Adriatique: Côte de l'Emilie-Romagne (2.000 km ²) (P sous forme ortho-phosphate)	70,0	7,8 (0,4-0,8) 3,6
Mer Méditerranée (2.505.000 km ²) 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

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 PNUE 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.

Les pullulations algales le long du front Almería-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.

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 faire⁷.

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 $1,5 \geq 0,5 \text{ g/m}^2/\text{an}$, et celle de phosphore de $0,15 \geq 0,05 \text{ g/m}^2/\text{an}$.

En comparant ces chiffres de la Méditerranée avec les chiffres connus pour d'autres régions marines (cf. tableau 16), 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

⁷ 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.

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 17. 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 24°C entre les températures hivernales les plus faibles (+ 4°C) et les températures estivales les plus fortes (+ 28°C).

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 17. Ainsi l'équilibre hydrologique est avant tout entretenu par l'afflux de masses d'eau océaniques pénétrant par le détroit de Gibraltar.

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 générés par les apports fluviaux (Pô, etc.) à la partie nord-ouest du bassin.

Tableau 17

Données hydrographiques de la mer Méditerranée

A) Morphométrie	Surface km ²	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) Bilan eau (cf. Svedrup 1943)		1000 m ³ /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

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 (Berthoux, 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 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,

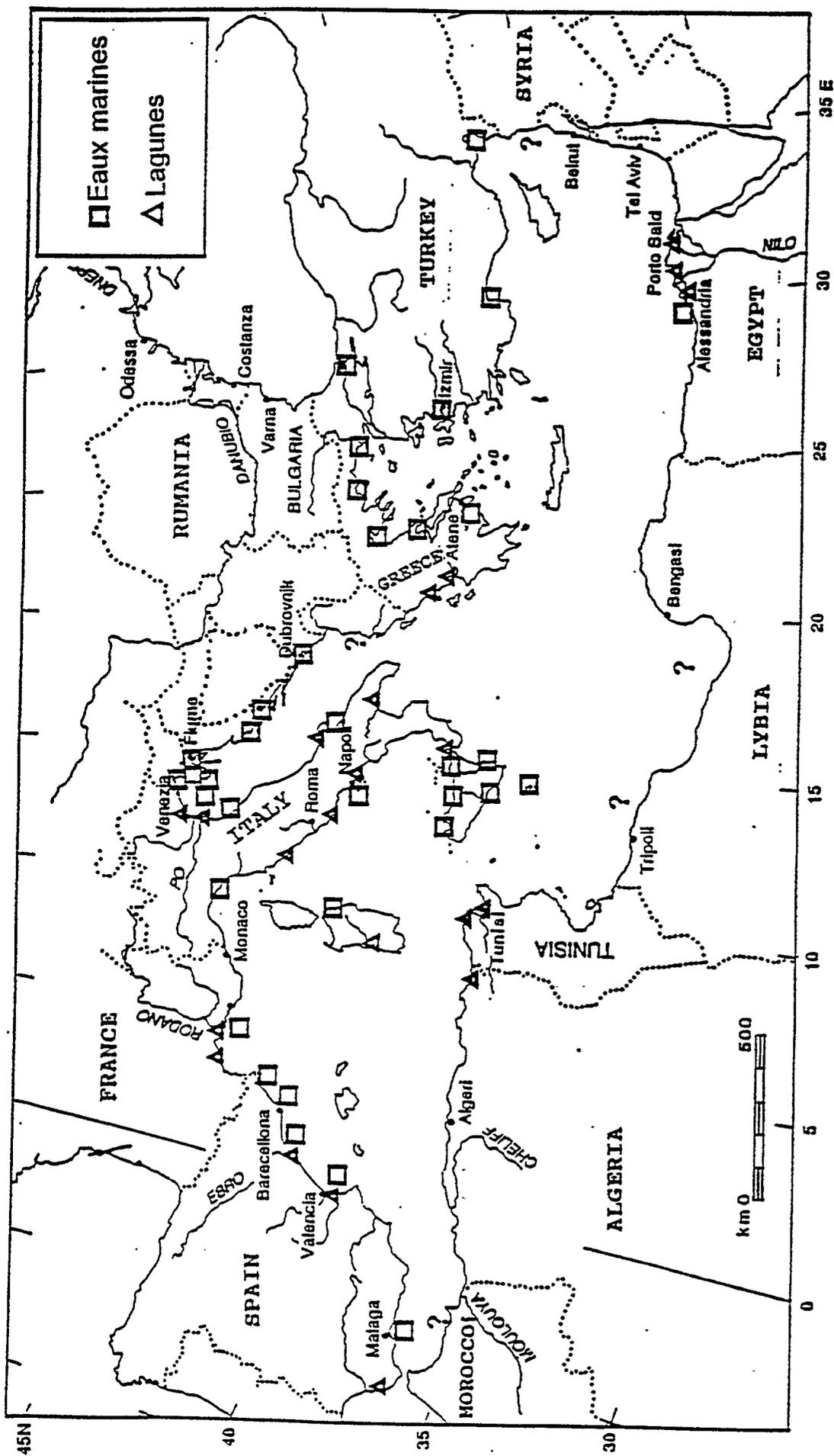


Fig. 9 Zones de la Méditerranée pour lesquelles ont été signalés des épisodes d'eutrophisation

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 km²; 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 (Ménésquen, 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.

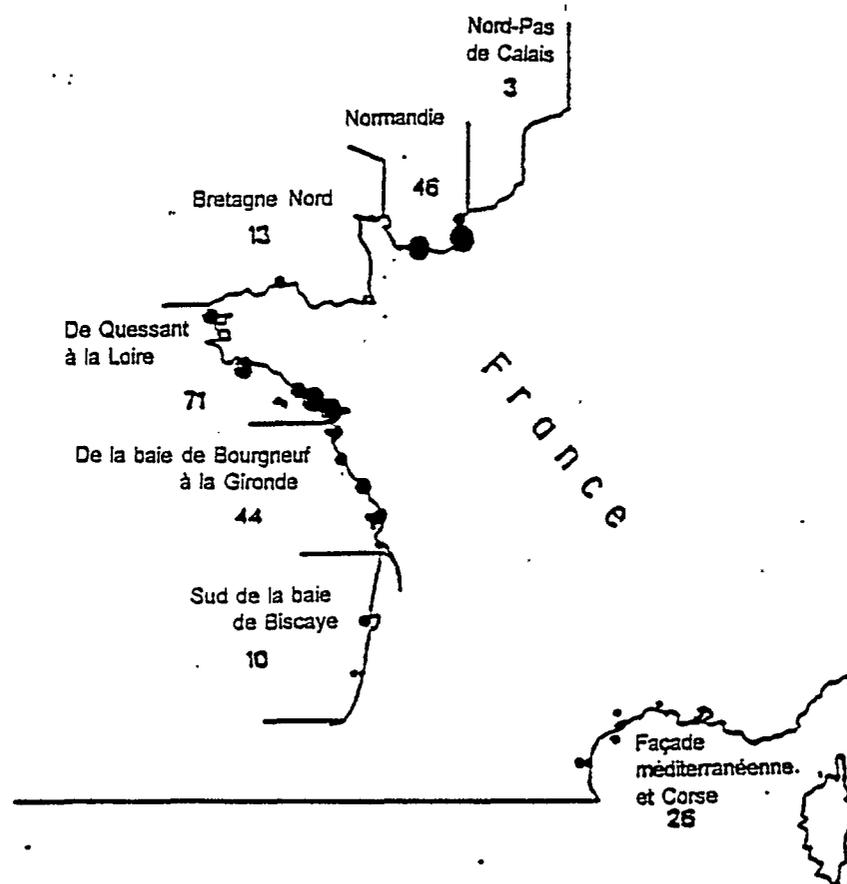


Fig. 10 Apparitions cumulatives d'eaux anormalement colorées le long du littoral français, de 1975 à 1988 (d'après Belin *et al.*, 1989)

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). Jalonée 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 km²) 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 km². 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).

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 réduit 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/m³, d'azote sous forme de nitrite entre 0,5 et 41,8 mg-at/m³ et de chlorophylle "a" entre 1,2 et 4,1 mg/m³ (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/m³; maximum: 5,4 mg/m³ 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/m³) (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/m³ 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./m³ 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/m³ 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 km², 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/m³. 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/m³.

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/m²/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 attenant (Messine), Gamgemi (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/m³ d'azote ammoniacal, 158 d'azote sous forme de nitrite, 360 d'orthophosphate et 30 mg/m³ 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/m³ d'orthophosphate et 20,0 mg-at/m³ 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/m³ (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 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°C, alors qu'en décembre, au moment où la prolifération disparaissait, la température était retombée à 8-9°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'Ancône). 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 Ciatelli et al., 1972; Scaccini Ciatelli, 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 Ciatelli (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

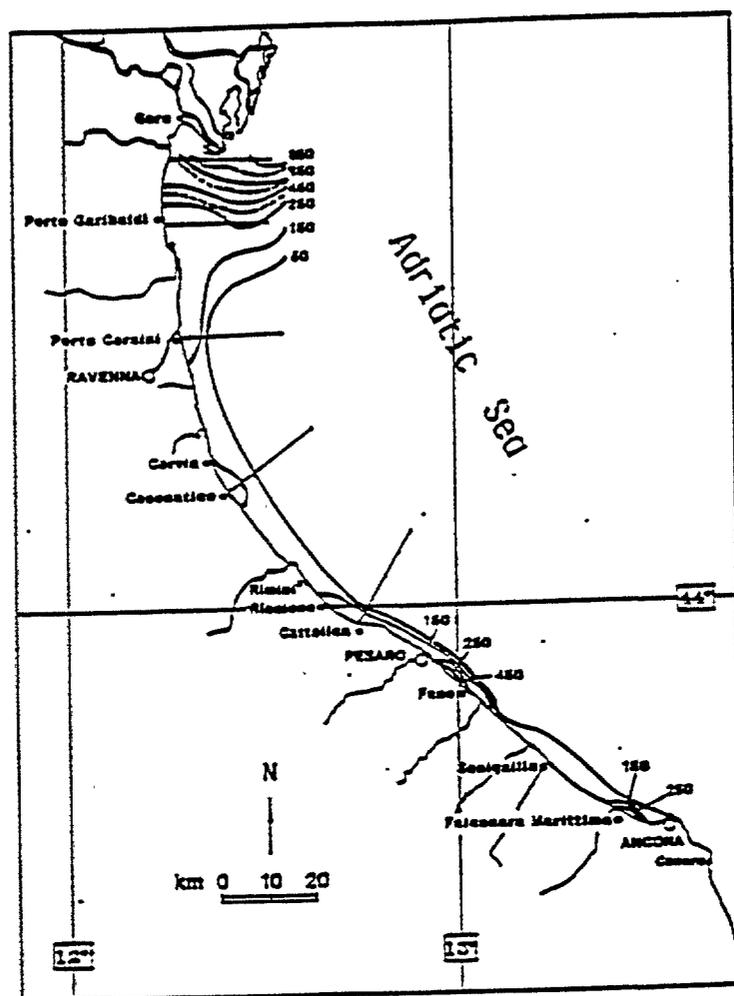


Fig. 11 Distribution des concentrations de chlorophylle (mg/m^3) dans les eaux côtières de l'Emilie-Romagne et des Marches, 1984 (d'après le rapport annuel, Regione Emilia-Romagna, 1985)

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 Ciatelli 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 18).

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).

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. 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.

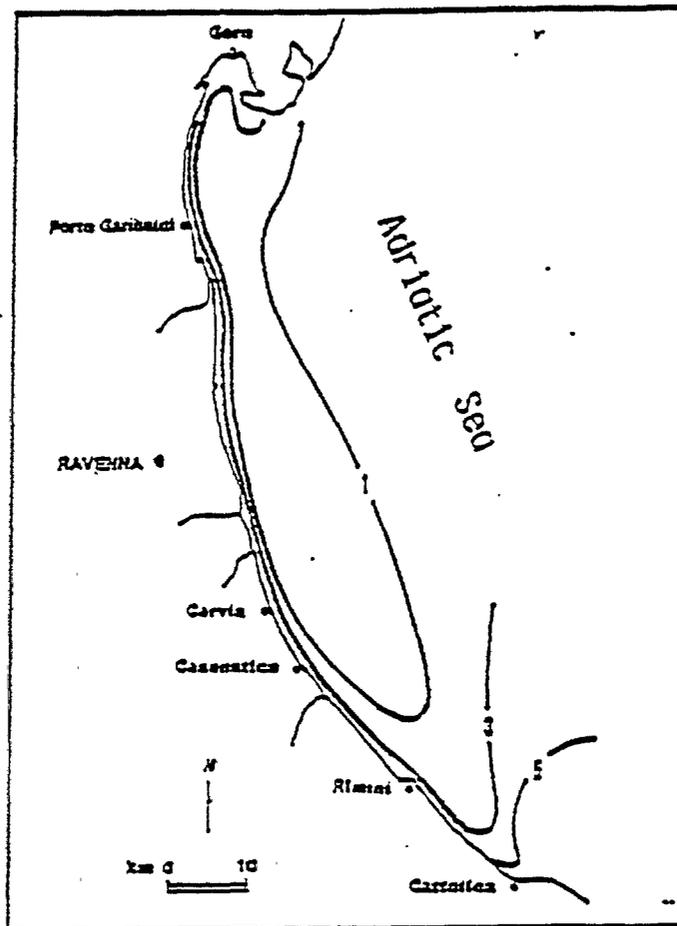


Fig. 12 Distribution des concentrations d'oxygène hypolimnétiques (mg/l) le long du littoral de l'Emilie-Romagne, août 1982 (d'après le rapport annuel, Regione Emilia-Romagna, 1983)

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.

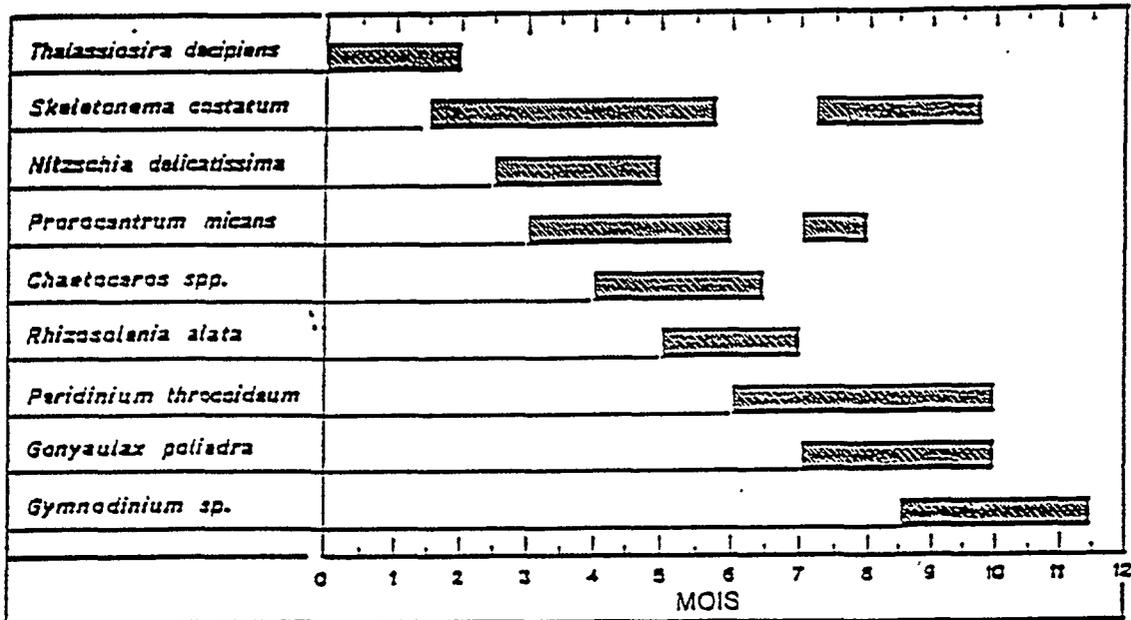


Fig. 13 Prédominance saisonnière des espèces de phytoplancton donnant lieu le plus couramment à des proliférations anormales

Nord de l'Adriatique (Vénétie, Frioul-Vénétie Julienne):

Golfe de Venise. La détérioration de la lagune de Venise, dont la superficie est de 550 km², 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/m² (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'hyper-eutrophie.

Tableau 18

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 ³
	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

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 polyedra*, *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 répétées 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).

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; Ivancić, 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 C¹⁴) 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; Smodlaka, 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 (Marectic et al., 1977). Des pullulations répétées de dinoflagellés peuvent atteindre des concentrations de chlorophylle "a" supérieures à 120 mg/m³. C'est *Prorocentrum micans* qui est généralement en cause au printemps, et *Gonyaulax polyedra* 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. Legovic *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-Petkovic et Marasovic (1992) et visant à identifier les caractères physico-chimiques et biologiques d'une vaste zone au large des principales villes dalmates (Zadar, Sibenik, Split, Ploce 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. Marasovic (1986; 1989; 1990), Marasovic *et al.* (1992) et Gacic *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 m²/an en 1963 à 250 g C m²/an en 1984 (Pucher-Petkovic *et al.*, 1988; Pucher-Petkovic et Marasovic, 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 (Marasovic, 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 (Baric *et al.*, 1992).

D'autres observations concernent la zone du port de Dubrovnik et de la baie de Kotor. 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/m³ 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 micanis* (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 mésoitrophes-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.

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 19 (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).

Tableau 19

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	

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^3 de matériel mucilagineux. Parmi les autres espèces de diatomées, *Navicula* et *Pleurosigma* étaient souvent présentes en quantités minimes, 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).

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.

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.

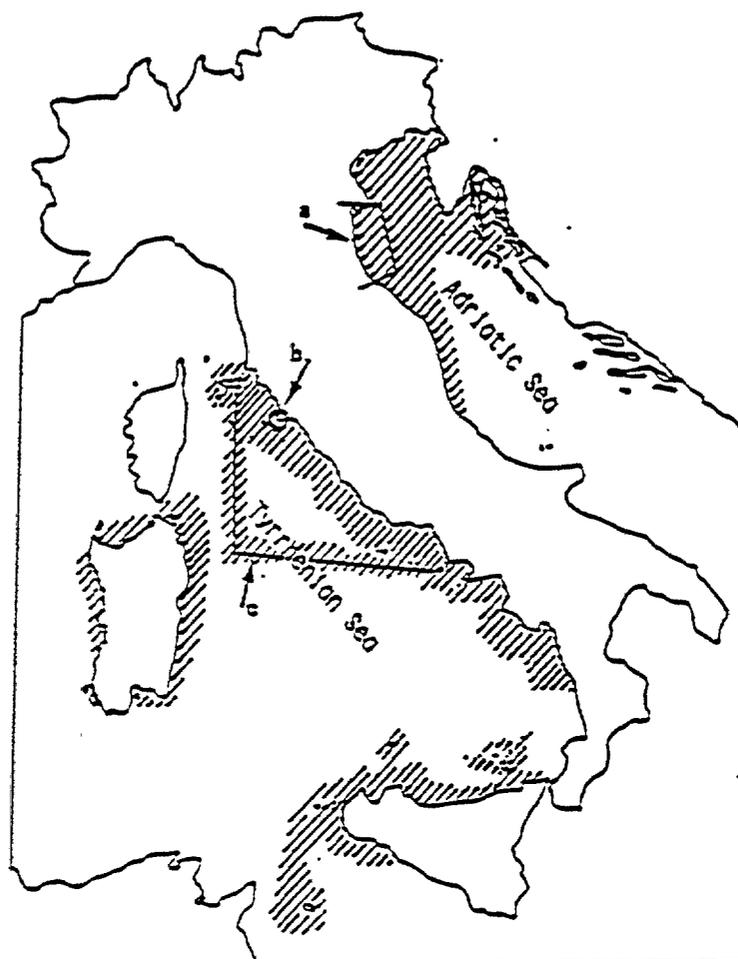


Fig. 15 Apparitions massives d'agrégats de mucilage, 1988-1989, le long des côtes de l'Italie. a) et b) indiquent les zones d'observations périodiques; c) observations effectuées lors de la croisière du navire océanographique "Minerva"

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 (Friiigos 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 (Friligos 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 m³/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 (Friligos 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, Scoullou et al. (1983) ont enregistré une valeur maximale de 27,0 mg/m³ 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/m³, 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/m³ 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 km² et d'un volume de 3.378 km³, 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 *Emiliania 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/m³ 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/m³ de chlorophylle "a", 10,1 mg-at/m³ d'azote inorganique total, 1,4 d'orthophosphate et 6,7 de silicates; 1984-85), les valeurs moyennes relevées dans la baie de Gulbahce sont beaucoup plus faibles (0,85 mg-at/m³, 2,3 mg-at/m³, 0,1 mg-at/m³ et 5,7 mg-at/m³, 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/m³ pour l'ortophosphate, 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 57,2X10³ tonnes d'azote et de 9,6X10³ 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/m³ de nitrates et de 10-12 mg-at/m³ 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/m³ de nitrates dans les océans Indien et Pacifique, 20 mg-at/m³ de nitrates dans l'océan Atlantique, 130 mg-at/m³, 130 mg-at/m³ de silicates dans les océans Pacifique et Indien, et 40-100 mg-at/m³ 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/m³ à la station côtière et entre 0,08 et 0,38 mg/m³ 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 m³/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; Zaghloul et Halim 1992).

Port-Ouest (7,54 km²). 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). Zaghloul (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 km²). 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/m³. 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 ceintes 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 km²) 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/m²/jour et atteignait des valeurs maximales de plus de 5 g C/m²/jour avec la prépondérance de *Spirulina jenniferi*. 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 km², 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/m³), bien qu'on observe des pics récurrents compris entre 10 et 15 mg/m³.

La lagune de Menzalah (environ 2.000 km², 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/m³ 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 km² 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 10°C en hiver à 30°C 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 (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/m², 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/m³ pour l'azote inorganique soluble, entre 44 et 1.958 mg/m³ pour l'orthophosphate, et entre 8.700 et 15.400 mg/m³ 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 km² 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/m³) 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'O₂ et à la production d'H₂S et de NH₃ 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 invertébrés (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 tursiops 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 Marine 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 O₂ (Viviani, 1977a; Marasovic et Vukadin, 1982).

Genre GYRODINIUM

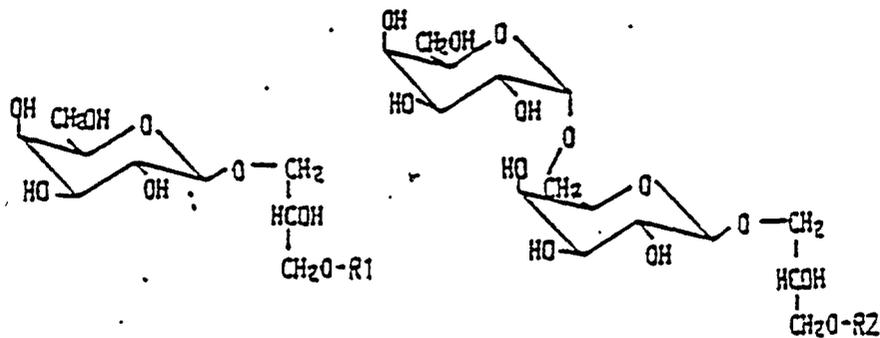
Dans les proliférations de *Gyrodinium aureolum*, directement rattachées à *Gymnodinium nagasakiense* du Pacifique (qui entraîne au Japon une mortalité chez le poisson), on a décrit des phénomènes de mortalité du poisson et des saumons d'élevage sur les côtes irlandaise, galloise et scandinave, et d'invertébrés 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 biointoxication 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 (Cabrin et al., 1989).

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



hemolysins-1 and 2 of A. carteri: R1= acyl(C_{18:4ω3}), R2= acyl(C_{18:4ω3})
 hemolysins of C. polylepis: R2= acyl(C_{18:5}, C_{20:5})
 hemolysins of G. aureolum: R2= acyl(C_{20:5})

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*

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 sublétales 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 O₂ 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 O₂. 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'NH₃ et de H₂S 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 ichtyotoxiques 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 ichtyotoxiques 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 35°C, une hémolysine active à 8°C 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 ichtyotoxiques 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 ichtyotoxiques, 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 Domages 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 H₂S.

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 fouisseuse *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>Mactra 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)	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

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'immaturation 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 du 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/immatures 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).

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).

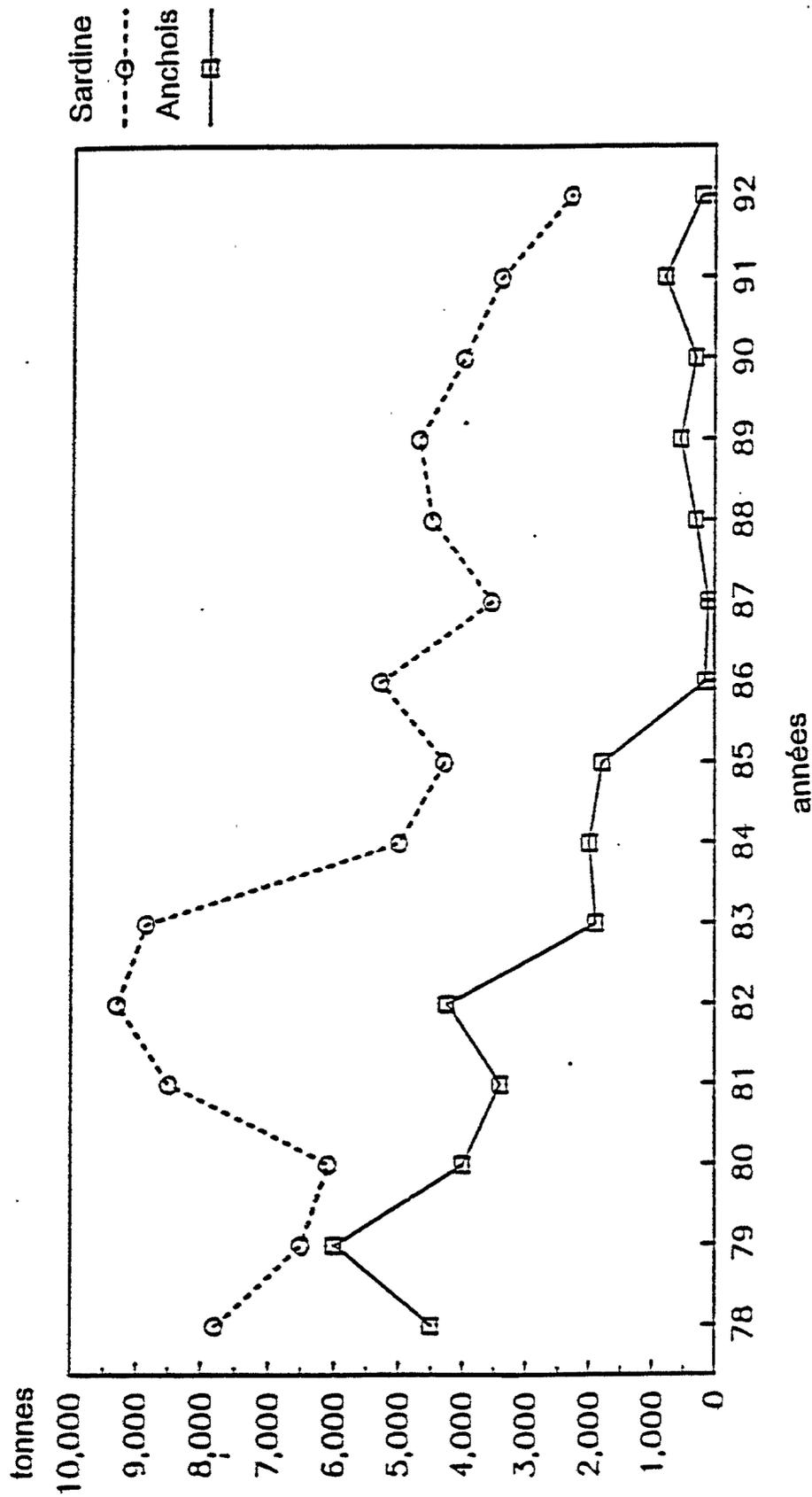


Fig. 17 Evolution des quantités débarquées de sardines (*Sardina pilchardus*) et d'anchois (*Engraulis encrassicholus*)
 Données de pêche commerciales de la communauté des pêcheurs de Cesenatico (nord-ouest de l'Adriatique)

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 km² 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: 10³-10⁴ 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 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.

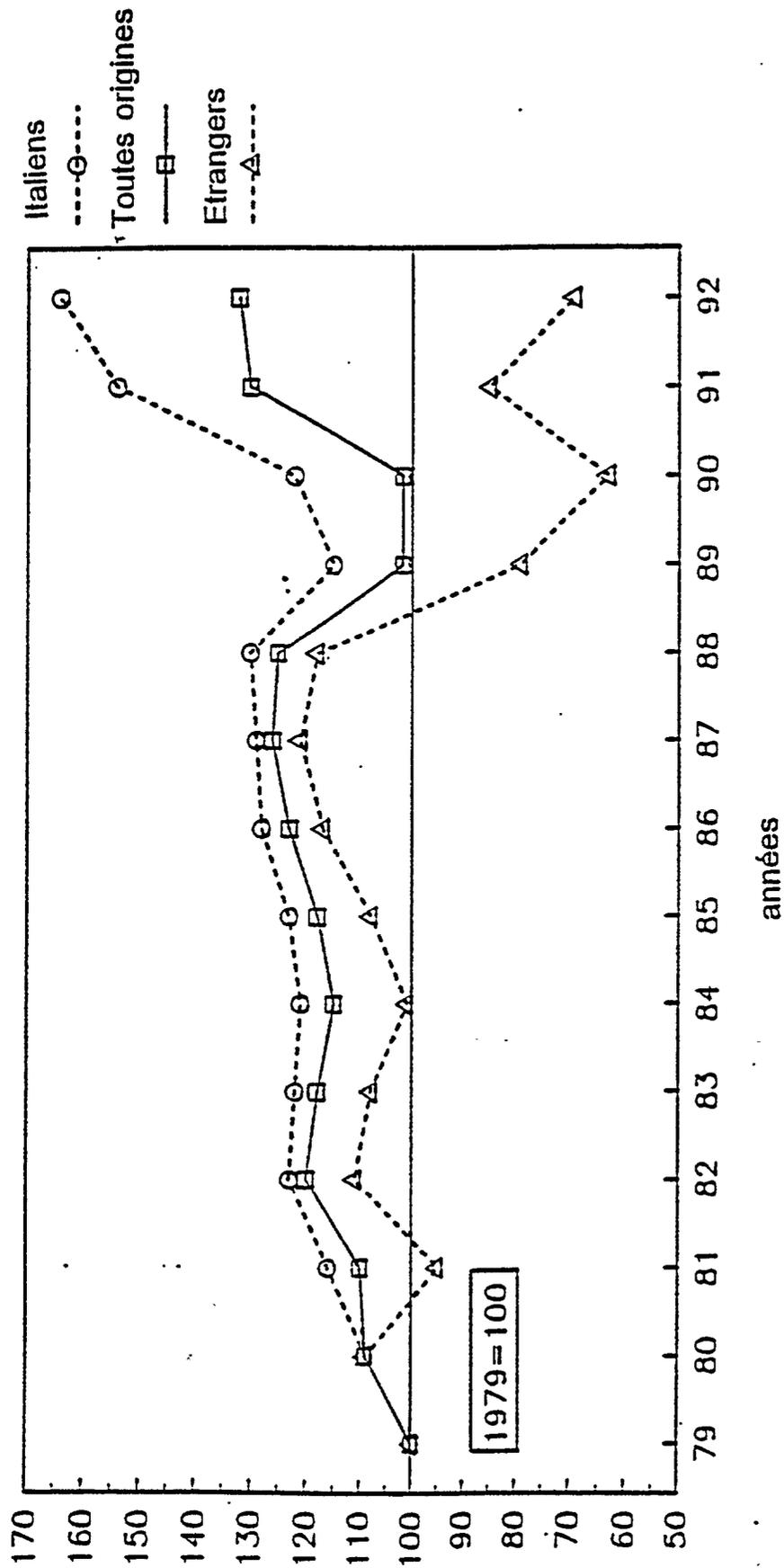


Fig. 18 Evolution des arrivées de touristes le long du littoral de l'Emilie-Romagne (Données d'après Agertur, 1992)

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 vénérupe. 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; *Nitzschia* 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 brevétoxines (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* Balec 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 (Montresor 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-sulfocarbamyl prédominent dans les cellules de dinoflagellés.

R1	R2	R3	Toxines Carbamate	Toxines N-Sulfocarbamoyle	Toxines Decarbamoyle
H	H	H	STX	B1	dc-STX
OH	H	H	NEO	B2	dc-NEO
OH	H	OSO ₃ ⁻	GTX I	C3	dc-GTX I
H	H	OSO ₃ ⁻	GTX II	C1	dc-GTX II
H	OSO ₃ ⁻	H	GTX III	C2	dc-GTX III
OH	OSO ₃ ⁻	H	GTX IV	C4	dc-GTX IV

R4:

R4:

R4:

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 hydrolyse 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.

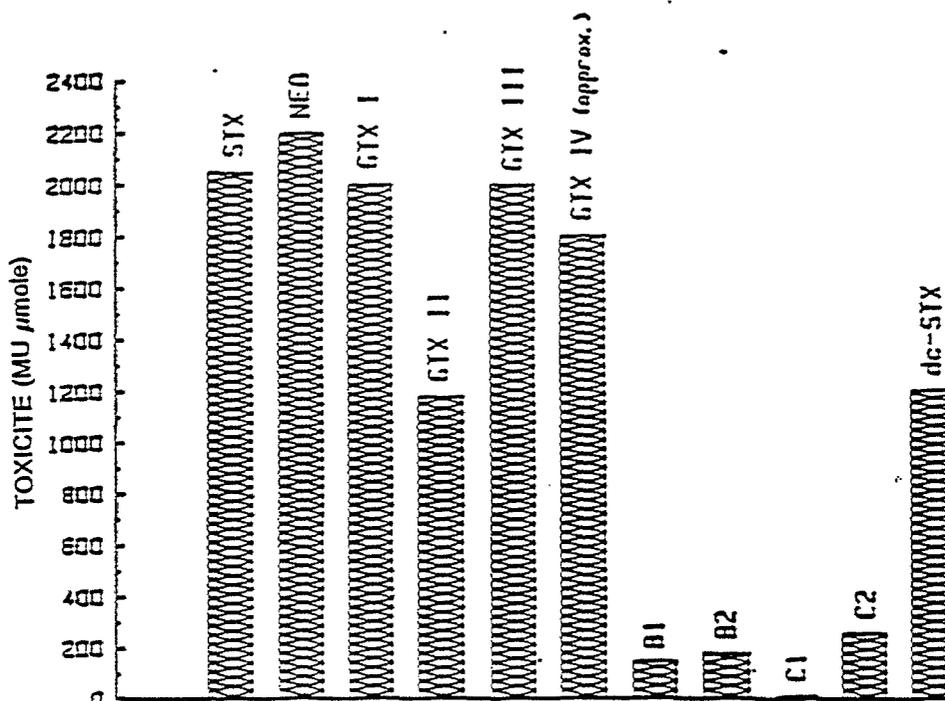


Fig. 20 Toxicité spécifique des diverses saxitoxines. Une unité souris (MU) est la quantité de toxine nécessaire pour tuer une souris de 20 g en 15 minutes (d'après Sullivan et al., 1988)

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⁻¹ à la mi-février. Aucune autre espèce n'a été

trouvée (Bravo et al., 1990). Une floraison d'*Alexandrium minutum*, atteignant des concentrations de 28×10^6 cellules L^{-1} , 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'Eis 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 planctophage

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-immunodosage (test RIA) et un dosage immuno-enzymatique 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^+ 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⁺ 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⁺ 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).

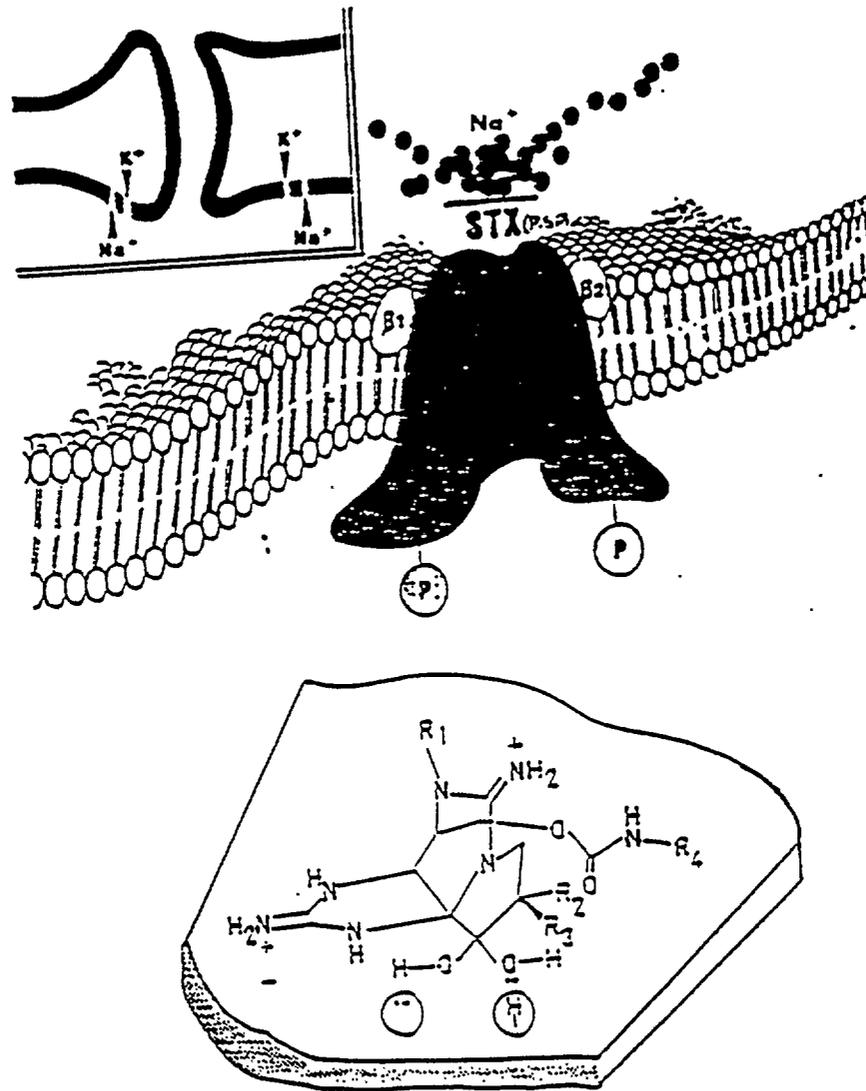


Fig. 21 L'hypothèse du "couvercle" pour expliquer l'action de la saxitoxine sur les canaux sodiques (Shimizu, 1987): un modèle de récepteur de la saxitoxine

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 structurales, 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 diarrhéigène des autres

constituants. Administrée par voie intrapéritonéale chez la souris, PTX-1 provoque des lésions (Murata et al., 1987).

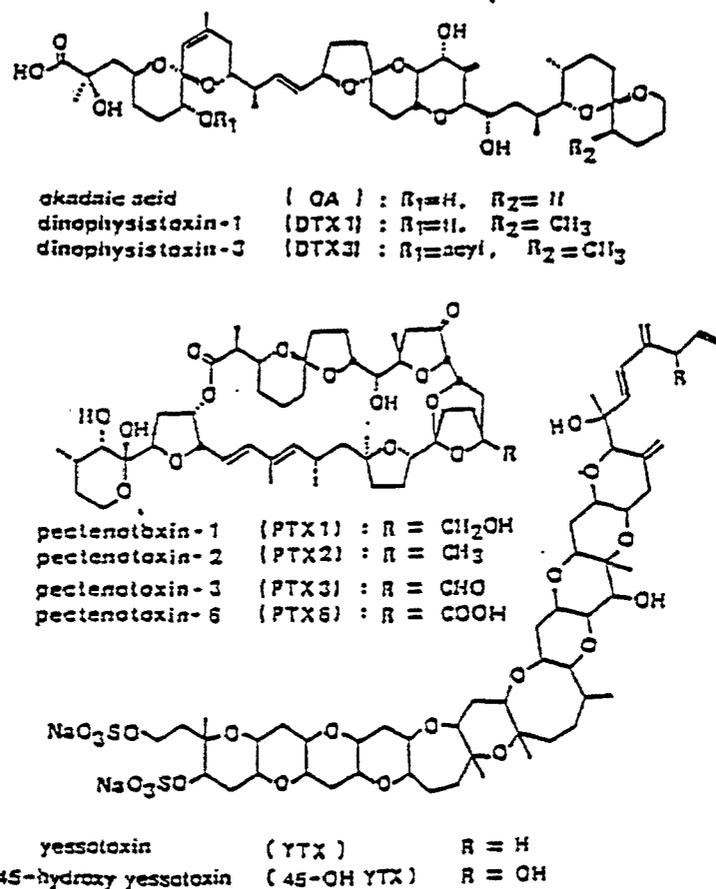


Fig. 22 Les toxines de l'intoxication diarrhéique par les fruits de mer (DSP)

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)	λ_{max} D	Toxicité ¹	Effet pathologique.
DA	804	C ₄₄ H ₅₈ O ₁₃	end ² abs.	+23.0 (c.0.34,CHCl ₃)	200	diarrhigène
DTX1	818	C ₄₅ H ₇₀ O ₁₃	end abs.	+28.0 (c.0.46,CHCl ₃)	160	diarrhigène
DTX3	-	-	end abs.	-	env.500	diarrhigène
PTX1	874	C ₄₇ H ₇₀ O ₁₅	236	+17.1 (c.0.40,MeOH)	250	hépatotoxique
PTX2	858	C ₄₇ H ₇₀ O ₁₄	235	+16.2 (c.0.05,MeOH)	230	hépatotoxique ³
PTX3	872	C ₄₇ H ₅₈ O ₁₅	235	+2.2 (c.0.19,MeOH)	350	hépatotoxique ³
PTX4	874	C ₄₇ H ₇₀ O ₁₅	235	+2.1 (c.0.19,MeOH)	770	hépatotoxique ³
PTX6	888	C ₄₇ H ₅₈ O ₁₆	235	+37.1 (c.1.49,CHCl ₃)	500	inconnu
YTX	1186	C ₅₅ H ₈₀ O ₂₁ S ₂ Na ₂	230	+3.0 (c.0.45,MeOH)	100	inconnu
45-OH YTX	1202	C ₅₅ H ₈₀ O ₂₂ S ₂ Na ₂	-	-	env.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'hépatopancreas 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/dm³ 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 ^1H 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 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 ¹ de fractions positives au test officiel de létalité chez la souris, obtenues par séparation chromatographique répétée (Fattorusso *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 pa 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 Ca^{2+} /calmoduline-dépendante (phosphatase PP2B) est beaucoup moins sensible, alors que la protéine-phosphatase 2C 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 (Johnson, 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 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 cancérogenèse 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 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 Na^+ -glucose dans l'intestin. Dans ce cas, la présence de glucose permet la fixation de 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 Na^+ , 74 mM Cl^- , 39 mM HCO_3^- , et 4 mM 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) Schiiller, 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).

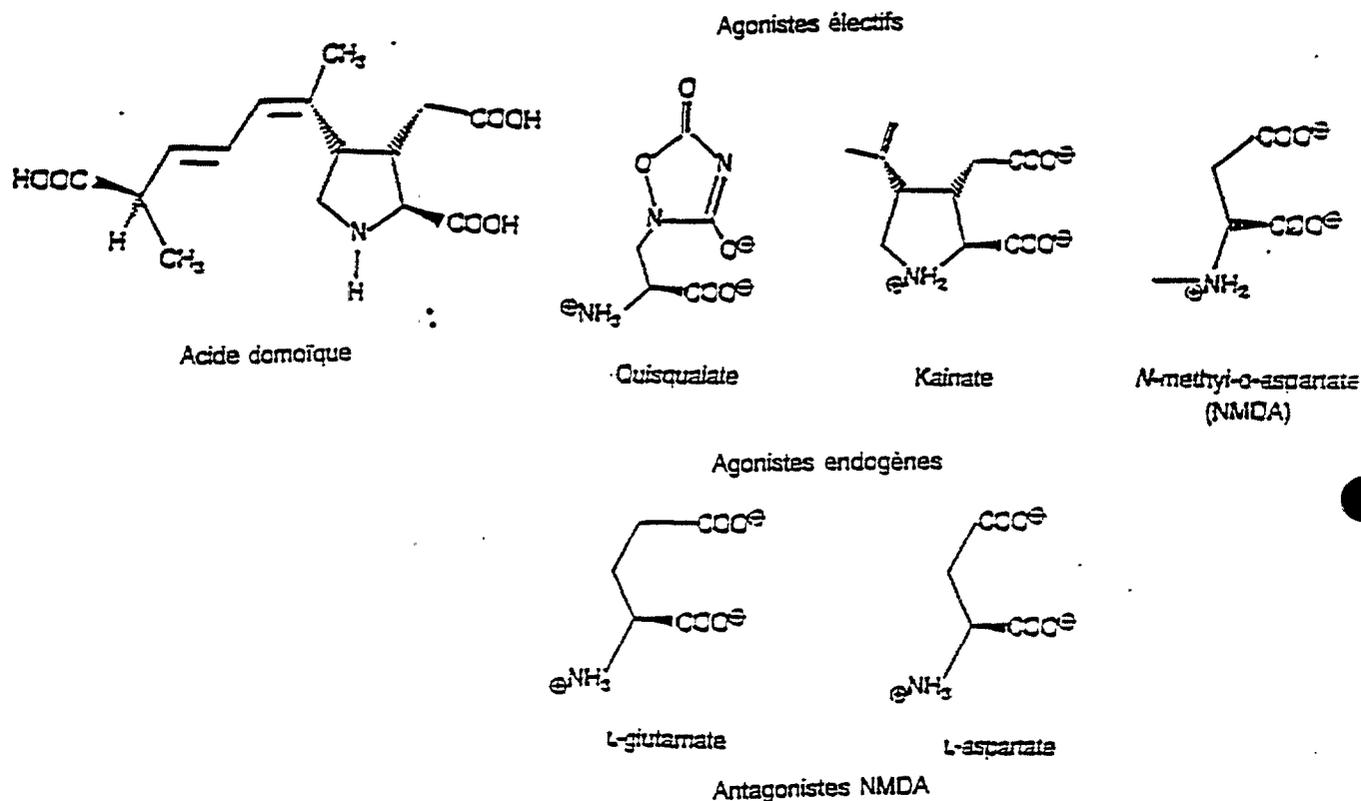


Fig. 23 Formules structurales de l'acide domoïque, d'autres agents agonistes électifs et des acides aminés neuro-transmetteurs excitateurs (agonistes endogènes)

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; Waidichuk, 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^+ , ce qui entraîne un influx Na^+ 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^{2+} et induisent une entrée Ca^{2+} 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 $200 \mu\text{g.g}^{-1}$ poids humide. Ainsi, après application d'un facteur de sécurité de 0,1, une concentration de $20 \mu\text{g.g}^{-1}$ 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 $0,8 \mu\text{g.g}^{-1}$ 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 $20 \mu\text{g/g}$ 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.

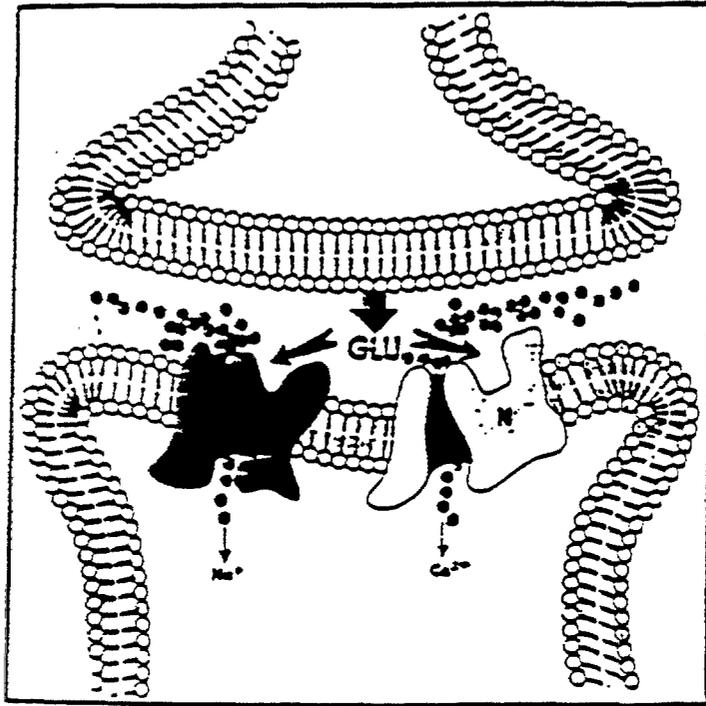


Fig. 24 Récepteurs, post-synaptique des acides aminés neuro-transmetteurs et canaux sodiques et calciques.
N = récepteur NMDA
KQ = récepteur kainate et quisqualate

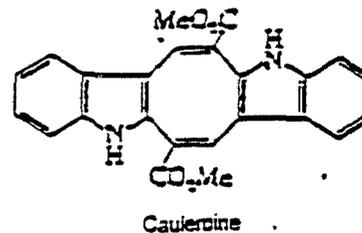
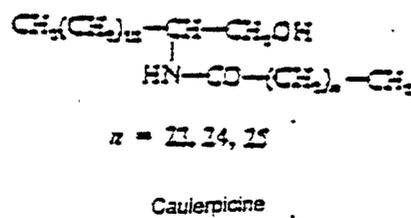


Fig. 25 Toxines des chlorophytes

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

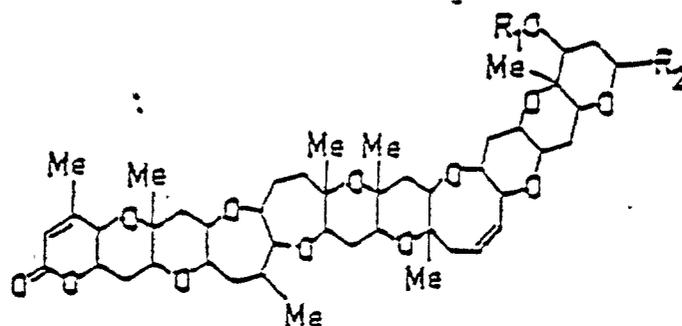
Toutes les eaux rouges signalées en Floride sont associées à une mortalité massive parmi les animaux marins. Les problèmes de santé publique posés par la consommation de fruits de mer contaminés par la neurotoxine (NSP) ainsi que par l'inhalation des cellules dispersées par les vents ont été étayés par des preuves (Alam et al., 1975; Steidinger et Baden, 1984; Pierce, 1986).

7.3.5.1 Dinoflagellés potentiellement toxiques ou responsables de NSP

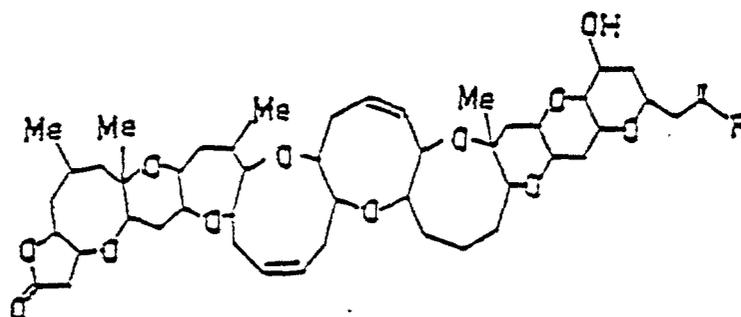
Le dinoflagellé à l'origine d'eaux rouges, *Ptychodiscus brevis*, (= *Gymnodinium breve*), est l'une des espèces les plus tristement célèbres pour la mortalité massive parmi le poisson et la faune et flore marines qu'elle entraîne le long des côtes de Floride. Les kystes quiescents de *P. brevis* ne 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).



(a)



(b)

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

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. cori* 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 (Secchi 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 éventuelles 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

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 brevétoxines, 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 étouffements 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.

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 (Fujih 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 téléocidine et l'aplysiatoxine agissent en activant une enzyme phosphorylante phospholipidique et dépendante des ions Ca^{+} , 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.

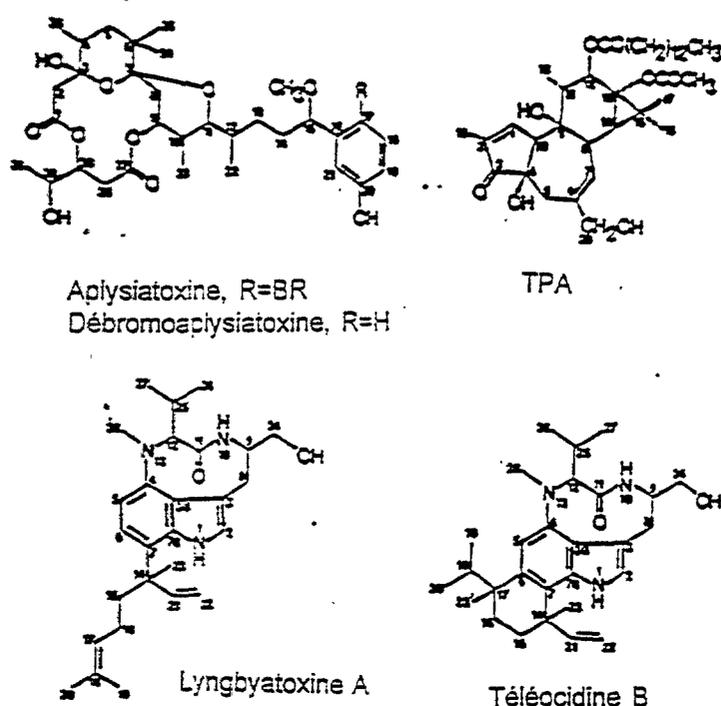


Fig. 27 Structures des toxines de *Lyngbya majuscula* qui se sont comportées comme les promoteurs tumoraux typiques esters de phorbol (TPA) et télécidine B

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 sulfo-réductrices, sulfato-réductrices (*Desulphovibrio*) et sulfito-réductrices (*Clostridium*) commence avec la production d'H₂S et une diminution de O₂, 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 sulfo-oxydantes: réapparition des sulfites, des sulfates, augmentation de O₂ 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.

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 administratives, 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 cycles 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,

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 n° 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 triphosphates 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) Isolément 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 (Rismai, 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, ils 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; Skoldal, 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 attribuée 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 propriété)

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 H₂S 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 RECOMMANDEES

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 bioeston

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 m³) 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 "u³" (10⁻⁹ mm³ ou 10⁻¹² cm³). 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 de cm³/m³ (approximativement g/m³ de poids humide).

Le poids sec est obtenu par des mesures gravimétriques d'aliqotes d'échantillon de phytoplancton lavé et filtré ou centrifugé de volume total connu, séché à 105°C, et de la teneur en cendre de l'échantillon incinéré à 450°C 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 débris 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 péricidine 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/m³. 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 particuliers (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 particulière 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
- Abou 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^e 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 2é 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 in 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. Jedy 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: Secretary 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-depedent 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. Council. 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 fondi 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
- 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. 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. Santmartí and C. Lieti (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
- 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
- Fanuco, N. (1989). Possible relation between a bloom of *Distephanus speculum* (Silicoflagellata) 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. Dordrecht, 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. Crociera 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 Volvocola 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. Smoldaka (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.Comm.*, 97:649-653
- Hallegraeff, G. and C. Summer (1986). Toxic plankton blooms affect shellfish fauna. *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 european marinestations. 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 eutrophication 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 dei 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. Cavaliere (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
- Ivancić, 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, 304 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. Szentianyí (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 Ca²⁺-dependent K⁺-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 expérimentale 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. Samitzu (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.* 6:111-122

- 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.. Split* (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. Amone 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 recente 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 quali-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 debromoaphysiatoin 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, Série 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-Karadzova, V.J. (1984). Change of plankton flora of bulgarian Black Sea coast under influence of eutrophication. *Proc.Inst.Fish.*, Varna, 21:105-112
- Petrova-Karadzova, 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-Karadzova, 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 Kattogat. *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. 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. Parangeua 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 μ 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
- Smolaka, 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. (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
- 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
- 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 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 Stim. Proc. Workshop Bologna, Italy, 2-6 March 1987. UNESCO Report in Marine Sciences, 49
- Utermöhi, 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. Miracie 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-

- 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 265°*, 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 Hvrodrome bei Alexandria). *Ber Geobot Inst Rühel* 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 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.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
- Yamaz, 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). Polyeter 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