

TABLE DES MATIERES

		Page
1.	INTRODUCTION ET RAPPEL DES FAITS	1
2.	L'ORIGINE DE LA POLLUTION MICROBIOLOGIQUE DE LA MER MEDITERRANEE	6
2.1	Sources de pollution	6
2.2	Dispersion et devenir des microorganismes dans le milieu marin de la Méditerranée	8
3.	LES MICROORGANISMES PATHOGENES DANS LE MILIEU MARIN DE LA MEDITERRANEE	18
3.1	Considérations générales	18
3.2	Bactéries	19
3.3	Virus	27
3.4	Autres microparasites divers	31
3.5	Champignons	32
3.6	Algues toxiques	33
4.	CRITERES ET NORMES MICROBIOLOGIQUES S'APPLIQUANT AUX ZONES COTIERES DE LA MEDITERRANEE	37
4.1	Dispositions internationales s'appliquant aux zones côtières à usage récréatif	39
4.2	Dispositions nationales s'appliquant aux zones côtières à usage récréatif	46
4.3	Dispositions internationales s'appliquant aux zones conchylicoles	50
4.4	Dispositions nationales s'appliquant aux zones conchylicoles	52
5.	L'ETAT DE LA POLLUTION MICROBIOLOGIQUE DES ZONES COTIERES SENSIBLES DE LA MEDITERRANEE	61
5.1	L'état des zones côtières à usage récréatif	61
5.2	L'état des zones conchylicoles	74

	Page
6. RISQUES SANITAIRES IMPUTABLES AUX ZONES A USAGE RECREATIF ET AUX ZONES CONCHYLICOLES POLLUEES EN MEDITERRANEE	78
6.1 Risques sanitaires généraux	78
6.2 Maladies et troubles	80
6.3 Corrélation entre la qualité des eaux à usage récréatif et les effets sanitaires	81
6.4 Corrélation entre la qualité des coquillages et les effets sanitaires	87
6.5 Incidences sur la santé publique	90
7. CONCLUSIONS	93
7.1 Analyse de la situation actuelle en Méditerranée	93
7.2 Mesures recommandées	100
REFERENCES	106

SECTION 1

INTRODUCTION ET RAPPEL DES FAITS

1-1. Le processus ininterrompu de dégradation de l'état de la mer Méditerranée imputable à la poursuite de la pollution, notamment dans les zones côtières, a commencé à attirer l'attention et à susciter des préoccupations à la fin des années 1960. Parmi les grandes causes attribuées à ce processus figurait la quantité considérable de rejets le plus souvent incontrôlés se composant de déchets municipaux et industriels non traités ou insuffisamment traités. Bien que des premiers rapports, émanant principalement de croisières et expéditions océanographiques, aient alors alerté sur l'appauvrissement de la faune et de la flore marines et sur la destruction des habitats et écosystèmes naturels, il est devenu de plus en plus patent que la situation entraînait un risque tout aussi important, sinon plus, pour la santé publique en raison de la baignade dans des eaux marines polluées ou de la consommation de produits de la mer contaminés au plan microbiologique ou chimique.

1-2. Au début des années 1970, on avait déjà recueilli une masse énorme de données sur divers aspects de la pollution en Méditerranée. Les premières études sur les aspects de la pollution ayant un rapport direct ou indirect avec la santé publique consistaient, pour l'essentiel, à mesurer les concentrations de diverses bactéries (avant tout des indicateurs classiques de la pollution par les eaux usées) dans les zones de baignade et de conchyliculture du littoral, et d'un certain nombre de produits chimiques organiques et inorganiques dans divers produits de la mer. Certaines de ces études étaient réalisées dans le cadre de programmes internationaux, d'autres par des institutions ou des particuliers. Mais dans l'ensemble, ces études n'étaient guère coordonnées et étaient, au plan géographique, fort inégalement réparties dans la région. Cette situation a retenu l'attention des grandes organisations des Nations Unies qui ont très vite admis la nécessité d'un programme bien équilibré à l'échelle de la région qui permettrait de dresser une évaluation assez précise de l'état réel de la pollution de la mer Méditerranée, d'identifier et quantifier ainsi les menaces effectives et potentielles pesant sur la vie humaine et sur la vie marine et, grâce aux données recueillies, de fournir aux autorités nationales une base pour l'élaboration et la mise en oeuvre des mesures qui s'imposeraient à titre préventif et correctif.

Le cadre de l'évaluation de la pollution

1-3. A la fin 1974, un programme de ce type - ou "Programme coordonné conjoint de surveillance continue et de recherche en matière de pollution de la Méditerranée (MED POL)" - a été mis au point de concert par le Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), l'Organisation mondiale de la santé (OMS), l'Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO), la Commission océanographique intergouvernementale (COI), l'Organisation météorologique mondiale (OMM) et l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA). Lors de la première réunion intergouvernementale sur la protection de la Méditerranée (Barcelone, 28 janvier - 4 février 1975), ce programme a été officiellement approuvé par les gouvernements de la région dans le cadre d'une entreprise commune plus vaste - le Plan d'action pour la Méditerranée - qui comportait deux autres grands volets: un ensemble d'instruments juridiques régionaux liant les Etats méditerranéens en vue d'une action individuelle ou conjointe concernant divers aspects de prévention et de maîtrise de la pollution, et un programme socio-économique destiné à associer le processus de développement à la sauvegarde de l'environnement (PNUE, 1975).

1-4. En février 1976, toujours à Barcelone, les Etats méditerranéens adoptaient et signaient la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution, ainsi que deux Protocoles consacrés respectivement à la pollution résultant des opérations d'immersion effectuées par les navires et aéronefs et à la coopération en cas de situation critique (PNUE, 1978). Entre-temps, on s'était attelé à l'établissement d'un nouveau Protocole relatif à la pollution d'origine tellurique - tenue pour le problème le plus grave - dans le cadre duquel des mesures pourraient être prises afin de lutter contre la pollution microbiologique et chimique.

1-5. Le Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique a été adopté et signé à Athènes le 17 mai 1980. Aux termes de l'article 7.1 de ce Protocole (PNUE, 1980), les Parties contractantes se sont engagées à élaborer et à adopter progressivement, en coopération avec les organisations internationales compétentes, des lignes directrices et, le cas échéant, des normes ou critères communs concernant notamment plusieurs aspects comme la qualité des eaux de mer utilisées à des fins particulières, nécessaire pour la protection de la santé humaine, des ressources biologiques et des écosystèmes. Le Protocole est entré en vigueur le 17 juin 1983. Une version révisée du Protocole est actuellement en cours de négociation (PNUE, 1995a) pour finalisation et adoption, mais il n'a pas été envisagé jusqu'à présent de remanier l'article en question. Sous sa forme originelle, le Protocole contenait trois annexes, la première énumérant les substances polluantes qui devaient être progressivement éliminées, la deuxième énumérant les substances et les sources de pollution qui devaient être réduites et la troisième énumérant les facteurs à prendre en compte dans la délivrance des autorisations de rejet. L'annexe II originelle mentionnait les microorganismes pathogènes. Dans la version révisée du Protocole, les deux premières annexes ont été fondues en une seule, et l'une des rubriques mentionnées concerne les "microorganismes pathogènes et les toxines algales résultant de l'eutrophisation".

1-6. Une réunion d'experts sur l'application technique du Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique a été organisée à Athènes par le PNUE du 9 au 13 décembre 1985 (PNUE, 1985b). La réunion a approuvé un plan de travail, assorti d'un échéancier, pour l'application progressive du Protocole, qui comportait l'établissement par étapes d'évaluations de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les substances énumérées aux annexes I et II du Protocole, avec les mesures antipollution proposées sur la base de ces évaluations. Il a été convenu que les documents d'évaluation comprendraient notamment des chapitres sur:

- a) les sources, points d'entrée et quantités de polluants provenant des rejets industriels, municipaux et autres en mer Méditerranée;
- b) les niveaux de pollution;
- c) les effets de la pollution;
- d) les mesures juridiques, administratives et techniques en vigueur aux niveaux national et international.

Pollution microbiologique de la mer Méditerranée

1-7. En adoptant leur programme MED POL en 1975, les Etats méditerranéens reconnaissaient la spécificité du problème de la pollution microbiologique dans le milieu marin de la région. Au sein de ce volet du Plan d'action (FAO/UNESCO/COI/OMS/OMM/

AIEA/PNUE), un projet particulier intitulé "Contrôle de la qualité des eaux côtières" (MED POL VII) comportait la surveillance régulière, par les institutions nationales méditerranéennes désignées, des eaux côtières à usage récréatif, des eaux conchylicoles et de la chair des mollusques/crustacés, les principaux paramètres retenus étant microbiologiques. Trente institutions de quatorze pays méditerranéens prirent part au projet pilote qui était coordonné par l'Organisation mondiale de la santé. Au cours de l'exécution du projet, des critères de qualité du milieu souhaitables pour les eaux à usage récréatif et les eaux conchylicoles ont été élaborés par les participants en vue de les proposer ensuite aux gouvernements méditerranéens pour adoption.

1-8. La réunion intergouvernementale des Etats côtiers méditerranéens et Première réunion des Parties contractantes à la Convention de 1976 (Genève, 5-10 février 1979) a recommandé que (PNUE, 1979):

"les travaux soient poursuivis sur l'élaboration de la justification scientifique de critères applicables à la qualité des eaux à usage récréatif, des zones conchylicoles et des eaux servant à l'aquaculture et aux produits de la mer. Sur la base de cette justification et compte tenu des dispositions nationales et des arrangements et accords internationaux existants, les critères seront formulés sur une base scientifique et soumis pour examen aux gouvernements et à la CEE".

1-9. La première phase - ou phase pilote - du programme MED POL s'est achevée en 1981. La Deuxième réunion des Parties contractantes à la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et aux Protocoles y relatifs, tenue à Cannes du 2 au 7 mars 1981 (PNUE, 1981), a approuvé la deuxième phase du programme désormais appelé "Programme à long terme de surveillance continue et de recherche en matière de pollution de la mer Méditerranée (MED POL - Phase II)". Destiné initialement à couvrir la période 1981-1990, le programme a été ensuite prorogé jusqu'à la fin 1995. Le volet "surveillance continue" du programme (PNUE, 1983) comportait la surveillance microbiologique de zones à usage récréatif et de zones conchylicoles dans le cadre de programmes nationaux de surveillance de la pollution marine à actualiser ou à mettre en place. Le volet "recherche" comportait trois activités entièrement ou partiellement consacrées à la pollution marine. La première de ces activités, intitulée "Mise au point et essai de techniques d'échantillonnage et d'analyse pour la surveillance de la pollution marine", a permis de revaloriser les méthodes microbiologiques alors en usage et d'établir des méthodes normalisées pour la détermination de paramètres microbiologiques (agents pathogènes notamment) pour lesquels on ne disposait pas à l'époque de méthodes appropriées aux conditions méditerranéennes. Un nombre considérable de ces méthodes ont été, de fait, mises au point au cours de MED POL - Phase II. La deuxième activité, intitulée "Cycles biogéochimiques des polluants", comportait un projet sectoriel sur la survie des agents pathogènes avec plusieurs études réalisées lors de la même période. La troisième activité était intitulée "Etudes épidémiologiques portant sur la confirmation ou la révision éventuelle des critères de qualité du milieu proposés (normes d'usage) pour les eaux de baignade, les eaux conchylicoles et les organismes marins comestibles". Un certain nombre d'études réalisées dans le cadre de cette activité visaient à établir une corrélation entre la qualité microbiologique des eaux côtières à usage récréatif et les effets sanitaires relevés parmi des groupes de population exposés. La première étude a été amorcée en 1982 et achevée en 1986, et elle a été suivie par d'autres tout au long du programme. Cependant, faute des crédits nécessaires, toutes ces études sont restées d'une portée réduite.

Evaluations précédentes de la pollution microbiologique de la mer Méditerranée

1-10. Etant donné que des critères microbiologiques provisoires pour les eaux à usage récréatif et les eaux conchylicoles avaient déjà été mis au point lors de la première phase du programme MED POL, ils ont été proposés aux gouvernements de la région dans le cadre d'une évaluation de l'état de la pollution microbienne de la mer Méditerranée (PNUE/OMS, 1985) qui a été établie par l'OMS avant tout sur la base des données de la surveillance tirées du projet pilote MED POL VII. La Quatrième réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention et aux Protocoles, tenue à Gênes du 9 au 13 septembre 1985 (PNUE, 1985a), a décidé de reporter à plus tard la question des eaux conchylicoles et des mollusques/crustacés. S'agissant des recommandations concernant les eaux à usage récréatif, elles n'ont été approuvées qu'en partie, les Parties contractantes ayant adopté des critères communs provisoires pour les eaux de baignade sur la base de concentrations maximales admissibles d'un seul organisme indicateur (coliformes fécaux) au lieu des deux organismes qui étaient proposés (coliformes fécaux et streptocoques fécaux). Les détails des propositions et les critères provisoires adoptés pour les eaux à usage récréatif figurent à la section 4 du présent document.

1-11. A leur Cinquième réunion ordinaire, tenue à Athènes du 8 au 11 septembre 1987 (PNUE, 1987), les Parties contractantes ont adopté des critères de qualité du milieu pour les eaux conchylicoles, proposés sur la base d'une évaluation révisée (PNUE/OMS, 1987) établie par l'OMS sur recommandation d'une réunion d'experts convoquée par cette Organisation à une date antérieure de la même année (OMS/PNUE, 1987) et qui avait pour tâche de préparer des propositions pour remplacer celles soumises en 1985. Les critères recommandés, et finalement adoptés, se limitaient aux eaux conchylicoles et ils étaient identiques à ceux de la directive CE correspondante (CE, 1979). Dans ces conditions, on a considéré que le champ d'application de la résolution en question, dont les dispositions en vigueur sont données à la section 4 du présent document, ne visait que l'acceptabilité des mollusques/crustacés pour la consommation humaine, cet aspect devant continuer à être régi, dans les divers pays, par la législation pertinente ou connexe en matière de santé publique (WHO, 1989).

1-12. La première évaluation spécifique de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les microorganismes pathogènes a été établie par l'OMS en 1991 (PNUE/OMS, 1991) et elle a été soumise à la Septième réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention de Barcelone et aux Protocoles y relatifs (PNUE, 1991). Hormis un bref examen de la situation concernant les tendances temporelles des concentrations d'organismes indicateurs bactériens dans les eaux côtières (principalement à usage récréatif) sur la base d'un examen intérimaire des données de la surveillance MED POL - Phase II (PNUE, 1989) et de données d'Etats méditerranéens figurant dans les rapports annuels de la CEE sur les eaux de baignade, le document s'attachait avant tout aux microorganismes pathogènes relevés en Méditerranée, à leurs sources, leur dispersion et leur devenir, et aux études microbiologiques/épidémiologiques menées jusqu'alors sur la corrélation entre la qualité des eaux côtières et les effets sanitaires parmi des groupes de population exposés. Un certain nombre de recommandations sur l'acquisition de données dans le cadre de la surveillance continue et de la recherche étaient aussi formulées. Mais il n'était cependant pas recommandé que, à un stade ultérieur, des mesures soient prises officiellement pour modifier le critère microbiologique d'acceptabilité des eaux de baignade en vigueur, même à titre encore provisoire, du fait que, dans l'ensemble, la validité de plusieurs indicateurs bactériens était encore loin de faire l'unanimité.

Portée du présent document

1-13. En approuvant et adoptant le plan de travail et l'échéancier de l'application progressive du Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique, les Parties contractantes convenaient que tous les points concrets demandaient à être convenablement mis à jour. Vu l'importance relative de la pollution microbiologique des zones côtières et le fait a) que les critères provisoires pour les eaux de baignade et les critères de qualité du milieu pour les eaux conchylicoles dataient désormais de dix et huit ans respectivement, b) qu'une masse considérable de données MED POL ou connexes, concernant avant tout les eaux à usage récréatif, étaient disponibles pour être évaluées et interprétées, c) que des progrès venaient d'être accomplis dans le domaine des études épidémiologiques en permettant d'établir une corrélation entre la qualité des eaux à usage récréatif et les effets sur la santé et d) qu'enfin un certain nombre de normes de qualité des eaux de baignade, y compris des normes internationales, étaient en cours de révision, on a estimé qu'il s'imposait de procéder à un réexamen approfondi de la situation en vue d'améliorer les mesures de prévention et de lutte antipollution.

1-14. Les modifications récemment apportées à la Convention de Barcelone de 1976 sur la protection de la mer Méditerranée contre la pollution (PNUE, 1995b, 1995c) et, ainsi qu'on l'a déjà évoqué, celles qui sont en cours de négociation concernant le Protocole d'Athènes relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique (PNUE 1995a, 1995b), ne sauraient en aucun cas réduire l'importance accordée à la prévention et à la maîtrise de la pollution microbiologique de la mer Méditerranée, ou entraîner une modification des procédures générales de préparation, élaboration et adoption de toutes les mesures individuelles ou conjointes prises à cet effet.

1-15. Le présent document a été établi par un consultant (M. Louis Saliba, Malte) pour l'Organisation mondiale de la santé et le Programme des Nations Unies pour l'environnement, et il a été revu par une réunion consultative OMS/PNUE sur la surveillance microbiologique des eaux à usage récréatif et des eaux conchylicoles qui s'est tenue à Athènes, Grèce, du 29 novembre au 2 décembre 1995, dans le cadre du programme MED POL - Phase II. La présente version du document intègre ou prend en compte, selon le cas, les observations de cette réunion d'experts. Elle suit, pour son contenu et sa présentation, les grandes lignes convenues pour les évaluations MED POL et s'efforce de récapituler et d'actualiser toutes les informations antérieures sur l'état de la pollution microbiologique de la mer Méditerranée en s'attachant notamment aux zones côtières à usage récréatif et aux zones conchylicoles grâce à l'inclusion des données de la surveillance et de la recherche tirées des programmes nationaux de surveillance MED POL, des projets de recherche MED POL, des rapports annuels de la CEE sur les eaux de baignade et d'autres sources nationales et internationales. Chaque fois qu'on l'a jugé opportun, des données pertinentes de documents antérieurs ont été reprises sous leur forme originelle ou sous une forme abrégée afin que le document constitue à lui seul une bonne synthèse sur le sujet et fournisse une meilleure vue des tendances temporelles. On y a également inséré une vue d'ensemble de la situation actuelle, avec des recommandations de mesures éventuelles.

SECTION 2

L'ORIGINE DE LA POLLUTION MICROBIOLOGIQUE DE LA MER MEDITERRANEE

2.1 SOURCES DE POLLUTION

2-1. Les microorganismes pathogènes et autres pénètrent dans le milieu marin avant tout par les rejets d'eaux usées municipales. Comme il en va pour d'autres régions, la pollution microbiologique de la mer Méditerranée résulte en premier lieu et directement du rejet d'eaux usées brutes ou partiellement traitées dans la zone côtière immédiate. A cet égard, selon les résultats d'un projet pilote sur les polluants d'origine tellurique en Méditerranée réalisé en 1976-77 dans le cadre du programme MED POL - Phase I, on a estimé que, jusqu'à la fin des années 1970 du moins, plus de 80% des déchets municipaux liquides étaient habituellement rejetés dans la mer à l'état brut (PNUE/CEE(ONU)/ONUDI/FAO/UNESCO/OMS/AIEA, 1983). Le même projet a permis d'obtenir une estimation d'environ 2×10^9 m³/an pour le volume total de rejets d'eaux usées par les collectivités littorales de la région. Ce chiffre a été tenu pour négligeable par rapport à la quantité estimative de 420×10^9 m³/an d'eau douce rejetée par les cours d'eau. Cependant, bien que les cours d'eau puissent ajouter une quantité considérable de pollution microbiologique, principalement par les rejets d'eaux usées en amont, leur contribution respective réelle à la pollution de la mer Méditerranée par les microorganismes (pathogènes et autres) n'a pas été évaluée, et l'on a admis que les fortes concentrations de microorganismes dans les rejets d'eaux usées opérés directement dans les eaux côtières faisaient de ces rejets la source majeure de pollution microbiologique atteignant la mer Méditerranée (PNUE/OMS, 1985).

2-2. Lors de la Quatrième réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention de Barcelone et aux Protocoles y relatifs tenue à Gênes en septembre 1985, les Etats méditerranéens ont adopté une déclaration officielle (connue ensuite comme "Déclaration de Gênes") par laquelle ils se sont engagés à réaliser un certain nombre d'objectifs environnementaux au cours de la deuxième décennie (1986-1995) du Plan d'action pour la Méditerranée. Ces objectifs comprenaient la mise en place, en priorité, de stations d'épuration d'eaux usées dans toutes les villes du pourtour de la Méditerranée de plus de 100.000 habitants, et des émissaires et/ou stations d'épuration appropriés pour toutes les villes de plus de 10.000 habitants (PNUE, 1985a).

2-3. Cet objectif n'a été atteint qu'en partie, mais la situation s'est considérablement améliorée dans l'ensemble. Une enquête actualisée sur les polluants d'origine tellurique en Méditerranée a été lancée en 1989. En raison des difficultés rencontrées pour obtenir les données voulues dans plusieurs pays, cette étude n'est pas encore achevée. Les résultats préliminaires (non publiés) dont on dispose montrent que, bien qu'il apparaisse que le volume total des rejets d'eaux usées ait généralement augmenté en raison des nouveaux projets de développement du littoral exécutés au cours des deux dernières décennies, une quantité importante d'eaux usées municipales, dans certaines zones du moins, est soumise désormais avant rejet à un traitement plus ou moins poussé. Les données tirées de l'enquête indiquent pour la France que, au moment de la soumission des questionnaires, 87% d'un volume total d'eaux usées municipales de 361×10^6 mètres cubes par an subissaient un traitement avant rejet. Pour la Slovénie, les chiffres sont de 82% d'un total de $6,13 \times 10^6$ m³ par an, pour l'Espagne de 69% d'un total de $589,29 \times 10^6$ m³ par an, pour la Croatie de 14% d'un total de

71,44 x 10⁶ m³ par an, et pour Chypre de 12% d'un total de 16,66 x 10⁶ m³ par an. Le chiffre communiqué pour Chypre sera considérablement accru lorsqu'une nouvelle station d'épuration entrera en service. Pour les autres pays, on ne dispose pas de renseignements ou les renseignements disponibles indiquent qu'on a affaire à un degré très faible, voire nul, de traitement.

2-4. Ces données, s'ajoutant au fait qu'un bon nombre de nouveaux émissaires sous-marins ont été construits au cours de la dernière décennie en diverses parties de la Méditerranée, signifient qu'une certaine proportion d'eaux usées n'est plus rejetée dans la zone côtière immédiate - soit en pratique à l'interface terre/mer -, et qu'on obtient ainsi une meilleure dilution et une meilleure dispersion. Des lignes directrices concernant les émissaires sous-marins destinés aux petites et moyennes collectivités de la Méditerranée ont été rédigées et distribuées (OMS/PNUE, 1994a). Cependant, des eaux usées non traitées ou insuffisamment traitées, et leur élimination à même le littoral, restent toujours le principal motif de préoccupation dans beaucoup de zones de la Méditerranée, et elles le resteront jusqu'à ce que les objectifs fixés par la Déclaration de Gênes de 1985 soient pleinement atteints.

2-5. L'atmosphère peut également servir de voie d'entrée aux microorganismes pathogènes et autres dans le milieu marin côtier. On a établi (Brisou, 1976) que le vent soufflant du continent vers la mer véhiculait des bactéries, des virus et des parasites, et que la pluie facilitait le dépôt de ces contaminants dans les cours d'eau et les océans. Une autre source possible qui affecte principalement les zones côtières à usage récréatif est constituée par les baigneurs eux-mêmes. Des eaux récréatives qui ne reçoivent aucun rejet d'effluent peuvent être contaminées par des entérovirus, et le sérotype trouvé dans l'eau peut être celui qui caractérise des affections survenant de manière concomitante chez l'homme (Shuval 1986). Par conséquent, les eaux de baignade contaminées par les baigneurs peuvent parfois servir de voie de transmission à certaines maladies virales. Cela est également vrai pour d'autres infections bactériennes et fongiques (Papadakis *et al.*, 1992) et on a signalé que les numérations de certaines bactéries ou certains virus au niveau cutané pouvaient augmenter après la baignade, même si l'eau n'est pas polluée (Papapetropoulou et Sotiracopoulou, 1995). On dispose actuellement de données de plus en plus probantes établissant une corrélation entre des effets nocifs sur la santé et la baignade sur des plages très fréquentées, et la contribution des baigneurs eux-mêmes à la pollution des eaux à usage récréatif par la transmission de microorganismes pathogènes est une question qui appelle un examen approfondi (WHO/UNEP, 1995).

2-6. En dehors des microorganismes pathogènes (bactéries, virus et champignons principalement) rejetés dans le milieu marin par les eaux usées municipales ou d'autres sources situées à terre, un autre groupe de microorganismes marins d'apparition naturelle que l'on peut considérer comme pathogènes en raison de leur faculté de produire diverses toxines et auxquels l'homme est exposé avant tout par la consommation de fruits de mer contaminés, peut poser un problème similaire de santé publique lorsqu'ils sont présents en nombre important. Ces microorganismes, avant tout des dinoflagellés, constituent un phénomène connu sous le nom de proliférations anormales d'algues ou "eaux rouges" quand leur concentration dans l'eau de mer atteint des niveaux de 10⁴ à 10⁶ cellules par litre. Si les conditions environnementales sous lesquelles ces microorganismes sont capables de se reproduire selon un mode asexué à un rythme élevé ne semblent pas encore pleinement élucidées, le fait que les "eaux rouges" soient un phénomène essentiellement côtier indique que des facteurs terrestres en sont responsables, du moins en partie. On a estimé que le drainage des terres joue un rôle dans son déclenchement (WHO, 1984). On a également considéré que l'ampleur des proliférations d'algues - dites encore efflorescences algales -

était fonction de la quantité d'éléments nutritifs apportée par les cours d'eau (WHO, 1991). Dans une synthèse sur cette question, Shumway (1990) avance que plusieurs facteurs favoriseraient les efflorescences algales, et notamment: l'enrichissement en éléments nutritifs (eutrophisation), une pression moindre du pâturage, des modifications hydrométéorologique de grande ampleur, la remontée d'eaux du fond (upwelling) riches en éléments nutritifs, des précipitations et un ruissellement marqués, et même la présence de proliférations antérieures d'autres espèces phytoplanctoniques.

2-7. L'eutrophisation peut être définie comme un processus d'enrichissement des eaux par des éléments nutritifs végétaux - azote et phosphore principalement - qui stimule la production primaire aquatique. En dehors des efflorescences algales (ou "eaux rouges"), ses manifestations les plus graves sont l'"écume algale", une multiplication des algues benthiques aboutissant parfois à un développement massif de macrophytes submergés et flottants (Vollenweider, 1968, 1981). Il arrive que ces manifestations s'accompagnent ou alternent avec des cycles de proliférations bactériennes visibles (Aubert, 1988) et de proliférations fongiques. L'eutrophisation, considérée comme un problème de qualité de l'eau, diffère des problèmes liés à la pollution en ce qu'il est difficile de distinguer le processus d'eutrophisation d'origine anthropique des processus et phénomènes d'origine naturelle. Bien qu'elles n'en soient pas la cause principale, les eaux usées et d'autres formes de pollution des eaux peuvent favoriser ou entraver directement ou indirectement l'eutrophisation (Vollenweider *et al.*, 1993). A cet égard, on a nettement établi (Shumway, 1990) l'existence d'une corrélation directe entre le nombre d'épisodes d'eaux rouges et l'étendue de la pollution côtière, due notamment aux eaux usées et à certaines formes de déchets industriels.

2-8. L'eutrophisation marine est avant tout un problème littoral qui affecte les lagunes, les ports, les estuaires et les zones côtières adjacentes aux embouchures des cours d'eau. On a très largement fait écho aux problèmes rencontrés en Adriatique Nord mais, en Méditerranée, il existe pratiquement dans chaque pays riverain des zones marines côtières et des lagunes qui sont sujettes à des épisodes d'eutrophisation (PNUE/FAO/OMS, 1995). Il ne semble pas qu'on ait pu établir une estimation valable de la charge totale d'éléments nutritifs atteignant l'ensemble de la mer Méditerranée, et il s'agit là d'une lacune difficile à combler en raison du manque d'informations complètes et fiables de la part de tous les pays riverains. Une estimation provisoire de 590.000 à 1.070.000 tonnes d'azote et de 104.000 à 120.000 tonnes de phosphore par an a été récemment communiquée (PNUE/FAO/OMS, 1995). Bien que, dans sa majeure partie, la mer Méditerranée ne soit pas encore sérieusement menacée par l'eutrophisation, il existe des problèmes localisés qui peuvent être graves par leurs incidences socio-économiques et sanitaires réelles ou potentielles sur le tourisme, l'aquaculture, les pêches et d'autres usages de l'eau et qui, à la lumière des projections de croissance démographique, s'aggraveront dans les années à venir si l'on ne prend pas les mesures correctives et préventives qui s'imposent (PNUE/FAO/OMS, 1995).

2.2 DISPERSION ET DEVENIR DES MICROORGANISMES DANS LE MILIEU MARIN DE LA MEDITERRANEE

Dispersion

2-9. L'eau de mer ne constitue pas le milieu naturel pour la plupart des microorganismes rejetés dans des effluents d'eaux usées, notamment pour ceux qui proviennent du tube digestif de l'homme ou d'autres animaux à sang chaud. La première évaluation de l'état de

la pollution microbienne de la mer Méditerranée (PNUE/OMS, 1985) exposait que les concentrations des trois grands groupes de bactéries indicatrices servant habituellement à déterminer l'état de la pollution de la mer par les eaux usées (coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux) ne restaient pas stables dans les eaux réceptrices mais disparaissaient progressivement. Le document relevait également que la question de savoir si tous les microorganismes rejetés dans les effluents d'eaux usées étaient ou non en permanence inactivés au cours des heures suivant leur brassage avec l'eau de mer réceptrice faisait l'objet d'une importante controverse et de recherches incessantes. Au cours des cent dernières années, de nombreuses études ont été réalisées pour estimer le devenir des microorganismes pathogènes (virus, bactéries, champignons et protozoaires) et des organismes indicateurs bactériens dans les estuaires et l'eau de mer, et ce dans le cadre d'observations et d'expériences menées en laboratoire et *in situ* (WHO/UNEP, 1991).

2-10. Les microorganismes présents dans les eaux usées sont dispersés par la turbulence de la diffusion au point de leur rejet dans la mer. Au moment de ce rejet, ils sont rapidement adsorbés sur les particules de toute sorte qui flottent sur l'eau (plancton, particules minérales, débris organiques divers) et lorsqu'on pratique des dénombrements de routine, cette adsorption se traduit par une diminution manifeste du nombre des microorganismes par unité de volume d'eau de mer (Brisou, 1976). Ces adsorbants sont dilués, dispersés, floculés, sédimentés ou restitués à la côte. Les matières particulaires grossières contenues dans les eaux usées ont tendance à déposer rapidement dans l'eau de mer en fixant les microorganismes. Bien que ce processus de sédimentation joue un rôle important au voisinage des points de rejet de déchets (Mitchell et Chamberlin, 1975; Geldreich, 1978), il ne semble pas être un facteur essentiel de la disparition microbienne, compte tenu des fortes concentrations microbiennes décelées dans ces eaux. D'autre part, les fines particules subissent un processus de diffusion par lequel elles véhiculent avec elles une quantité importante de microorganismes (Gauthier, 1980; Mujeriego *et al.*, 1982; Borrego, 1982).

2-11. Les processus physico-chimiques de floculation des cellules microbiennes et de leur sédimentation ultérieure au fond de la mer ont également été considérés comme le mécanisme responsable de l'enrichissement microbien des sédiments dans les zones environnant les points de rejet d'eaux usées (Mitchell et Chamberlin, 1975). On peut logiquement admettre que la turbulence naturelle et les courants marins constituent un mécanisme par lequel les sédiments contaminés sont remis en suspension, avec une altération consécutive de la qualité microbiologique de l'eau de mer sus-jacente (Volterra et Aulicino, 1981; Velescu, 1983).

Adaptation et survie

2-12. La survie des entérobactéries dans le milieu marin a d'abord été considérée comme brève, ces bactéries étant censées être détruites assez rapidement par une conjonction de facteurs défavorables, physiques comme la température et le rayonnement solaire, chimiques comme la salinité, les métaux lourds et les agents xénobiotiques, et biologiques comme les macroprédateurs, les substances lytiques ou les antibiotiques produits par les bactéries, algues ou champignons marins. Les effets de chacun de ces facteurs seront succinctement examinés plus loin. Au cours des vingt dernières années, on en est venu progressivement à admettre que ces bactéries, au lieu d'être détruites, peuvent être soumises à de violentes agressions de certains facteurs liés aux conditions régnant dans le milieu marin (température faible, salinité élevée et insuffisance de nourriture). Il a été démontré que ces bactéries sont susceptibles d'évoluer vers un état viable mais non cultivable qui pourrait être irréversible.

Au cours de cette évolution vers l'inactivité, les cellules sont soumises à de très profondes modifications structurelles et métaboliques qui les rendent progressivement inertes et qui sont essentiellement attribuées à la pénurie de nourriture. En effet, on relève une similitude frappante entre cette évolution et celles des bactéries marines autochtones dans les eaux oligotrophes (Gauthier, 1992b).

2-13. La faculté d'adaptation d'une cellule microbienne peut être compromise par son contact avec l'eau de mer qui constitue un milieu hostile, un tel contact aboutissant à un dommage physiologique qui peut être subléthal ou être si intense qu'il provoque la mort de la cellule. Le dommage ou stress physiologique exercé par le milieu marin sur le microorganisme allochtone peut être étudié en observant le degré de désorganisation structurelle au sein du microorganisme ou son incapacité à assumer une fonction métabolique définie quand il est cultivé sur un milieu sélectif. Cependant, ces cellules stressées peuvent se développer sur des milieux de culture qui ne contiennent pas de substances inhibitrices (Romero et Borrego, 1991). L'importance de l'étude du dommage physiologique occasionné aux cellules pathogènes repose sur la non détection de ces cellules lors de la réalisation d'épreuves microbiologiques standard, lesquelles reposent à leur tour sur l'examen de milieux de culture sélectifs (Hoadley, 1981).

2-14. D'importantes variations des valeurs de T_{90} (soit le temps nécessaire à une réduction de 90% des dénombrements de bactéries) s'observent dans différentes zones marines. Ces différences sont imputables à la diversité des conditions ambiantes (WHO, 1991). La salinité, la lumière solaire, la température, les substances dissoutes et les prédateurs naturels figurent parmi les facteurs connus pour retentir sur la survie de ces microorganismes dans l'eau de mer. La teneur saline de l'eau de mer varie de 3,3 à 3,8%, tandis que l'habitat le plus favorable à des microorganismes allochtones nécessite un taux de salinité proche de 0,9%. Cette différence notable dans la teneur en sel laisse augurer de la capacité de l'eau de mer à inactiver ces microorganismes. Cette inactivation peut résulter du choc osmotique ou de la toxicité spécifique des ions (Carlucci et Pramer, 1960). Il est aussi généralement admis que l'accroissement du métabolisme cellulaire est fonction de la température. L'accélération de l'activité des microorganismes occasionnée par cet accroissement thermique peut neutraliser davantage les facteurs toxiques de l'eau (Aubert et Aubert, 19690; Vasconcelos et Swartz, 1976). Les effets de la température dépendent étroitement de l'organisme testé. Certains virus ou certaines bactéries (comme *Salmonella typhi* et plusieurs coliphages) sont plus sensibles que d'autres (les shigelles par ex.) à des températures élevées. Les espèces vibrioniques (*Vibrio cholerae*, *Vibrio alginolyticus*, *Vibrio parahaemolyticus*, etc.) sont très sensibles aux faibles températures; elles deviennent généralement indécélabes dans les milieux marins à des températures inférieures à 15-18° C (WHO, 1991).

2-15. En raison de leur toxicité spécifique pour de nombreux organismes, certains ions métalliques peuvent exercer un effet négatif sur la flore des eaux usées, même à des concentrations très faibles (Jones, 1971; Jones et Cobet, 1975). Du fait de leur capacité à inactiver des systèmes enzymatiques, il apparaît que ces ions, ou complexes de métaux lourds, font partie du processus d'épuration de la mer. Un autre facteur qui intervient est la quantité d'éléments nutritifs disponibles. L'eau de mer est un substrat oligotrophe offrant une faible teneur d'éléments nutritifs, la matière organique étant un facteur limitant de la prolifération des microorganismes polluants (Savage et Haines, 1971; Sinclair et Alexander, 1984). Par contre, la présence dans l'eau de substances organiques provenant des eaux usées stimule la prolifération bactérienne, jouant ainsi un rôle de compensation partielle des effets bactéricides d'autres facteurs. Cette explication n'est naturellement pas valable pour des parasites stricts comme les virus.

2-16. Plus concrètement, on a constaté que le rayonnement solaire constituait le facteur le plus important responsable de l'inactivation microbienne et que cet effet inactivant de la lumière était proportionnel à l'intensité du rayonnement et au délai d'exposition (Gameson et Gould, 1975), ses effets étant déterminés par la transparence et la concentration de la matière organique dissoute dans l'eau (Fujioka *et al.*, 1981). L'effet létal de la lumière croît avec son intensité; les valeurs de T_{90} pour les bactéries sont généralement de 90 à 100 fois plus faibles à la lumière qu'à l'obscurité (WHO, 1991). Il a été signalé que les dommages sublétaux induits par le rayonnement solaire dans le système enzymatique catalasique d'*Escherichia coli* rendaient les cellules sensibles à des concentrations de peroxyde qui sont normalement inoffensives (Kapuschinski et Mitchell, 1981). Dans les expériences effectuées par ces auteurs, bien que les techniques de culture courantes n'aient pas permis de restaurer toutes les cellules microbiennes atteintes, l'adjonction de neutralisants du peroxyde, et notamment de l'enzyme catalase elle-même, a permis de restaurer une fraction considérable des cellules d'*E. coli* lésées. De plus, la lumière agit en synergie avec la salinité et, dans une certaine mesure, avec la température. Une action létale maximale s'observe donc dans une eau présentant un fort rayonnement solaire, une salinité élevée et une température élevée (WHO, 1991).

2-17. Or, ces facteurs physico-chimiques, en raison de leur importante influence écologique, peuvent avoir un effet direct ou indirect sur les agents pathogènes microbiens en favorisant leur prolifération. De plus, une activité antagoniste ou protectrice d'autres organismes marins (bactéries, végétaux ou animaux) est possible. L'extrapolation aux milieux naturels des résultats de laboratoire est assez hasardeuse; les divergences relevées entre les études *in situ* et *in vitro* sont dues à l'extrême complexité des conditions naturelles.

2-18. De plus, les expérimentations *in situ* et les études de laboratoire ont fait ressortir l'action antagoniste des organismes marins sur les agents pathogènes. Les eaux usées contiennent des bactériophages (virus bactériens) de divers microorganismes qui sont également décelés dans l'eau de mer où sont rejetés des déchets. Les phages sont des parasites stricts et ils tuent habituellement les cellules bactériennes en produisant des plaques de lyse quand les conditions optimales nécessaires à la croissance de ces bactéries sont réunies. Cela étant, il est difficile de préciser le degré d'influence que ces phages exercent sur le processus d'épuration de l'eau de mer (Borrego, 1982). Un autre prédateur de bactéries, *Bdellovibrio bacteriovorus*, est largement répandu dans le sol, l'eau douce, l'eau de mer et les eaux usées. Cependant, il est difficile de déterminer son véritable rôle écologique (Starr et Seidler, 1971). Les myxobactéries ont la faculté d'hydrolyser des molécules insolubles ou de lyser des cellules bactériennes et de s'en servir comme substrat. L'action épuratrice de ces bactéries, qui agissent avant tout sur les cellules bactériennes mortes, est bien établie (Verstraeae et Voets, 1976). Les protozoaires jouent un rôle efficace, directement ou indirectement, dans le processus d'épuration en éliminant la matière organique, et il en va de même pour les bactéries dans l'environnement (Mitchell, 1971; McCambridge et McMeekin, 1980, 1981; Mallory *et al.*, 1983). Les bactéries marines d'apparition naturelle sont généralement mieux adaptées que les microorganismes autochtones aux concentrations d'éléments nutritifs relevées dans leur environnement (Sinclair et Alexander, 1984). Ainsi, il peut se produire un phénomène de compétition nutritive dans les zones où la présence de flore autochtone est importante.

2-19. Plusieurs auteurs ont souligné l'importance qu'ont dans le milieu marin les substances antibiotiques en raison de leur rôle d'inactivation des microorganismes contaminant ce milieu (Aubert et Aubert, 1969; Paoletti, 1970). Différents microorganismes, tels que les espèces *Actinomyces*, *Streptomyces*, *Bacillus* et d'autres algues présentent la faculté de synthétiser

des substances antibiotiques. Un effet négatif de ces substances sur la flore des eaux usées a été observé dans des expériences de laboratoire, mais son rôle *in situ* n'est guère important car la production d'antibiotiques est fonction de la prolifération des microorganismes dans des milieux très riches, conditions qui sont difficilement réunies dans la mer (Mitchell, 1971).

2-20. Les mécanismes responsables de l'évolution et de la disparition des agents pathogènes microbiens allochtones paraissent également être différents dans d'autres composantes du milieu marin comme les sédiments ou les appareils digestifs animaux. Toutes les expériences réalisées dans les sédiments marins ont permis de conclure que les bactéries terrestres peuvent y survivre plus longtemps (des semaines, voire des mois) que dans la colonne d'eau. Cet important accroissement de la capacité de survie a été d'abord attribué à l'absence de lumière et à la présence d'éléments nutritifs organiques, bien que les sédiments contiennent de nombreux micro et macroprédateurs ainsi que des microorganismes produisant des antibiotiques. Des constatations récentes ont conduit à souligner le fait que les sédiments marins contiennent des osmolytes qui permettent aux entérobactéries de réguler leur pression de turgescence et de restaurer un métabolisme normal dans les conditions marines (WHO, 1991).

2-21. Cette activité régulatrice peut être considérée comme un processus d'adaptation qui aiderait les agents pathogènes de l'homme à survivre dans le milieu marin. On a décelé des osmolytes organiques dans les sédiments marins, et parfois à des concentrations assez élevées. De plus, les entérobactéries sont capables de fixer et d'utiliser ces osmolytes dans les conditions marines. Par conséquent, les sédiments marins pourraient favoriser le maintien (et probablement la prolifération) à l'état virulent des agents bactériens entéropathogènes et servir ainsi de réservoir à ces contaminants allochtones. Par ailleurs, certaines eaux eutrophisées pourraient agir de la même façon, la capacité globale de survie des agents pathogènes dépendant alors, du moins en partie, de l'équilibre entre l'action antagoniste (antibiotiques) et l'action protectrice (osmolytes) de la population algale. Plus concrètement, on estime que certains sédiments et certaines eaux marines eutrophes pourraient constituer des "zones à haut risque" car ils agiraient comme des réservoirs de cellules entéropathogènes résistantes et "adaptées" gardant toute leur virulence. On admet que, dans ces zones, la "survie" résulterait de l'équilibre entre l'activité antagoniste de plusieurs facteurs inhibiteurs (comme la lumière, les toxines et les antibiotiques) et l'effet protecteur de la matière organique (nutrition et osmorégulation) qui dépendraient largement de la composition des populations d'algues et d'invertébrés (WHO, 1991). L'influence protectrice des sédiments marins devrait donc être soulignée puisqu'ils arrêtent le rayonnement solaire, qu'ils contiennent des éléments nutritifs organiques favorisant la prolifération bactérienne et qu'ils contiennent aussi de nombreuses amines quaternaires qui pourraient être transportées par des systèmes spécifiques et accroître l'osmoprotection (Gauthier *et al.*, 1991). De fait, on a démontré qu'*Escherichia coli* et les salmonelles avaient une survie plus longue dans les sédiments du fond (Geldreich, 1985).

2-22. Le comportement des agents pathogènes dans les appareils et tissus intestinaux des animaux aquatiques est moins bien connu. Une fois qu'ils sont fixés chez le poisson et les mollusques, ces agents pourraient avoir un comportement différent de celui qu'ils ont dans l'eau. Cependant, des données complémentaires sont nécessaires pour confirmer ces différences et élucider les processus responsables d'une adaptation spéciale *in vivo* des bactéries terrestres (WHO, 1991).

2-23. En dehors de ces considérations "classiques", il convient de tenir compte des études métaboliques et moléculaires des réactions des bactéries à l'inanition et à d'autres agressions

environnementales. La composante ultraviolette (longueurs d'onde de 300-400 nm) de la lumière solaire intense est fortement létale pour les cellules bactériennes à l'état végétatif et elle agit en endommageant (dimérisation de la thymine) l'acide désoxyribonucléique (ADN). Si ces dommages ne sont pas réparables, la cellule est incapable de procéder à la réplication. Si des bactéries Gram négatives sont stockées en suspension dans l'eau, elle perdent progressivement leur capacité d'être cultivées. L'un des premiers stades d'inanition consiste en une réorganisation interne aboutissant à une dégradation rapide des protéines cellulaires, suivie d'une synthèse de nouvelles protéines médiatée par des gènes induits par la privation de carbone et par d'autres gènes conférant une résistance aux agressions. Des mutations se produisent à un rythme accéléré pour tenter de conférer un avantage sélectif. Si la concentration bactérienne est élevée, les produits métaboliques peuvent alors être suffisants pour maintenir une petite population cultivable. En recourant à des études normalisées sur la survie, Colwell et coll., de l'université du Maryland, ont suggéré que les agents pathogènes bactériens pourraient évoluer vers un état viable (autrement dit réagissant au plan métabolique) mais non cultivable dans l'eau de mer au cours duquel ils pourraient garder leur pouvoir infectieux et leur virulence (Colwell *et al.*, 1985). Cette observation résulte d'expérimentations dans lesquelles d'importantes quantités de cellules non cultivables mais viables ont été injectées dans un iléum de lapin ligaturé, entraînant une réaction entérotogène et une production de cellules isolables. D'autres essais visant à démontrer le maintien d'une virulence dans des agents pathogènes Gram négatifs non cultivables ont été moins probants. Il est vraisemblable que l'état non cultivable est une phase transitoire du déclin bactérien dans l'environnement. Cette remarque ne s'applique pas aux virus, lesquels ne peuvent se multiplier que chez leurs hôtes.

2-24. A part cela, toute modification des conditions de l'environnement pourrait notablement modifier la survie et l'évolution des pathogènes microbiens dans la mer. La prolifération d'algues mucilagineuses en mer Adriatique en 1988 et 1989 a laissé supposer que, dans ces conditions nouvelles, des pathogènes opportunistes pourraient résister ou se multiplier de manière exceptionnelle. Des études récentes sur la présence et l'évolution des indicateurs ou pathogènes bactériens au cours des "épisodes de mucilages" ont montré que les eaux colorées observées le long du littoral Adriatique s'accompagnaient d'une réduction généralisée des titres entéromicrobiens de ces eaux au cours des épisodes en question. Cependant, des échantillons contenant des mucilages se sont avérés extrêmement riches en organismes halophiles marins comme les espèces *Vibrio*, *Aeromonas* et *Pseudomonas*, ce qui indique que des pathogènes autochtones opportunistes peuvent être présents dans l'eau de mer et proliférer à l'excès dans de telles conditions (WHO, 1991).

Survie comparative

2-25. Les résultats d'études sur le terrain menées lors du Projet pilote MED VII de contrôle de la qualité de l'eau dans le cadre de MED POL - Phase I et lors d'autres projets ont mis en lumière les modalités de survie différentes de trois organismes indicateurs bactériens servant à l'évaluation de la qualité microbiologique de l'eau de mer. Si les coliformes totaux et les coliformes fécaux paraissent être assez rapidement et progressivement inactivés dans l'eau de mer dans les conditions naturelles, les streptocoques fécaux présentent un rythme d'inactivation plus faible ainsi qu'un taux de réduction plus réduit à long terme (WHO/UNEP, 1981).

2-26. Volterra et Aulicino (1981) ainsi que Velescu (1983) ont également constaté que, comme c'est le cas dans l'eau en circulation, les streptocoques fécaux sont capables, dans

les sédiments, de survivre plus longtemps que les coliformes fécaux, au point que les premiers l'emportent parfois en nombre sur les seconds. Cependant, le fond de la mer n'étant pas le milieu naturel pour la plupart des microorganismes rejetés dans les effluents d'eaux usées, on peut s'attendre à ce que, après l'arrêt du rejet ou l'amélioration de sa qualité, avec un appauvrissement consécutif en substrats organiques, la survie de ces microorganismes soit fortement compromise.

2-27. Des travaux considérables sur la survie comparative des bactéries pathogènes et indicatrices dans les conditions méditerranéennes ont été réalisés dans le cadre du volet "recherche" de MED POL - Phase I. Les effets de la matière organique, de la température et de l'intensité de la lumière sur la survie de trois souches de salmonelles (*Salmonella enteritidis*, *Salmonella typhimurium* et *Salmonella flexner*), de *Shigella sonnei* et d'*Escherichia coli* ont été étudiés (Fuks, 1991) à la fois dans le milieu marin et en laboratoire avec de l'eau de mer naturelle. La survie de toutes les souches de salmonelles et de shigelles testées ainsi que des coliformes fécaux était plus longue que celle d'*Escherichia coli*. Les résultats indiquent également que la température de la mer peut fortement conditionner l'ampleur des taux de décomposition de tous les organismes étudiés. Cependant, des expériences *in situ* ont révélé qu'une quantité importante de matière organique peut contrecarrer les effets bactéricides de la température de la mer et de la lumière. On en a aussi conclu que, bien que le taux de disparition d'*Escherichia coli* ne diffère pas notablement de celui de *Salmonella typhimurium* dans certaines expériences, leurs tolérances différentes à la lumière et à la température devraient être prises en compte, notamment lorsqu'on a recours à *Escherichia coli* comme indicateur de la présence de *Salmonella typhimurium* dans l'eau de mer.

2-28. Une étude similaire a été réalisée pour déterminer les effets comparatifs de la température, de la salinité et de la lumière sur le taux de disparition de *Salmonella typhi*, *Salmonella wien*, *Shigella flexneri* et *Escherichia coli* (El-Sharkawi et al., 1991) qui étaient étudiés dans de l'eau de mer naturelle, dans de l'eau stérilisée, dans de l'eau du robinet et dans une solution physiologique. On n'a pas relevé de gros écarts entre les délais de survie des organismes étudiés à 25-35°C, et tous ont disparu plus rapidement à 40°C. La salinité de l'eau de mer ne paraît pas retentir sur le délai de survie des deux espèces de salmonelle et de *Shigella flexneri*, mais *Escherichia coli* a survécu plus longtemps dans de l'eau douce que dans de l'eau de mer à des températures comprises entre 30 et 35°C. La lumière solaire a eu un effet létal sur tous les organismes étudiés. Les salmonelles et les shigelles ne pouvaient être isolées que du panache d'eaux usées et ne pouvaient être décelés à plus de 100 mètres du panache durant le jour. Pendant la nuit, les salmonelles ne pouvaient être isolées que dans un rayon de 400 mètres, et les shigelles que dans un rayon de 200 mètres autour du panache.

2-29. Une étude détaillée sur la survie comparative de diverses souches de *Salmonella paratyphi*, *Salmonella thompson*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Staphylococcus aureus*, *Streptococcus faecalis*, *Streptococcus faecium*, *Candida albicans* et *Escherichia coli* utilisant des souches isolées de l'eau de mer et des souches de référence a été réalisée à Malaga, Espagne (Romero et Borrego, 1991) et comportait des épreuves *in situ* et des épreuves en laboratoire. Dans l'une des séries d'épreuves, les résultats, obtenus sous la forme d'un graphique de la cinétique d'inactivation, ont indiqué qu'*Escherichia coli* présentait le taux de survie le plus long, suivi par ordre décroissant des espèces *Salmonella*, *Pseudomonas aeruginosa*, des streptocoques fécaux, des staphylocoques dorés et de *Candida albicans*. Dans d'autres épreuves, les valeurs de T_{90} observées pour *Candida albicans* et le staphylocoque doré étaient supérieures à celles des indicateurs, ce qui donnait à penser que ces agents pathogènes pourraient présenter un risque potentiel pour la santé publique dans

les eaux où les concentrations d'organismes indicateurs se situent dans des valeurs admissibles normales. Un processus de lésions cellulaires progressives a été observé chez tous les organismes étudiés. Ce processus s'aggravait en fonction du délai d'exposition à la mer. Les troubles métaboliques étaient très importants dans le cas des entérocoques et des staphylocoques dorés. *Escherichia coli*, *Candida albicans* et les espèces *Salmonella* présentaient une importante restauration de cellules lésées par rapport aux taux enregistrés avant. D'une manière générale, on a relevé un délai de survie des microorganismes plus long dans les expériences de laboratoire que dans les épreuves *in situ*, ce que l'on a interprété comme étant dû essentiellement à des facteurs environnementaux, physiques surtout, qui réduisent les concentrations dans la mer bien que sans avoir d'effets inactivateurs.

Mécanismes de la survie

2-30. Les diverses souches d'*Escherichia coli* ont fait l'objet d'un certain nombre d'études de survie et d'adaptation visant à analyser les modifications somatiques, métaboliques et génétiques d'entérobactéries placées dans des conditions marines naturelles. On a décrit les changements structurels et métaboliques observés chez treize souches d'*Escherichia coli* au cours d'une inanition de durée variable dans l'eau de mer (Papapetropoulou *et al.*, 1993), les auteurs concluant que les souches d'*Escherichia coli* soumises à cette inanition dans l'eau de mer connaissent une situation d'altération physiologique qui entraîne diverses modifications cellulaires. Celles-ci concernent l'activité enzymatique (modifications du biotype), la synthèse des protéines, la perte de certains facteurs contribuant à la virulence, et des modifications des modes de sensibilité. Plusieurs études ont démontré que certaines souches d'*Escherichia coli* peuvent s'adapter plus ou moins aux conditions marines, y prolongeant ainsi leur survie. Il a été conclu d'une étude comparative de souches isolées à partir d'eaux usées terrestres et de souches provenant de prélèvements de mérimos que les premières étaient plus résistantes à trois antibiotiques (novobiocine, tétracycline et érythromycine) alors que les secondes présentaient une plus grande résistance à la salinité de leur milieu de culture, une plus grande résistance à certains antibiotiques (céphaloridine, aminosides, acide nalixidique) et, dans certains cas, une plus grande résistance globale aux antibiotiques et une propension moindre à l'hémolyse et à l'hémoagglutination. Dans le cas d'espèces isolées de sédiments marins, on a relevé une sensibilité accrue aux températures élevées (Gauthier *et al.*, 1991). Les résultats donnaient à penser que le séjour des germes *Escherichia coli* dans le milieu marin pouvait, sur une période encore mal définie, entraîner une augmentation de leur capacité à se développer dans des milieux salés. Dans d'autres études, il a été conclu, entre autres, que la survie des germes *Escherichia coli* (ainsi que d'autres entérobactéries comme *Salmonella paratyphi B*, *Shigella dysenteriae* et *Klebsiella pneumoniae*) dans la mer dépend, en partie du moins, des événements précédant leur introduction dans l'eau de mer, que cette survie est étroitement liée à la faculté que les germes ont de compenser le choc osmotique qu'ils subissent en pénétrant dans la mer par suite des mécanismes osmoprotecteurs dont ils disposent, que les germes provenant de sédiments acquièrent une résistance considérable à l'eau de mer et que, lorsqu'ils sont remis en suspension dans de l'eau oligotrophe, ils peuvent survivre sur une période comparativement longue (Gauthier, 1992a; 1992b).

2-31. La dernière des études précitées, portant sur l'influence des mécanismes osmorégulateurs sur la survie et l'adaptation d'entérobactéries comme *Escherichia coli* dans le milieu marin (Gauthier, 1992b), décrit les gènes responsables de la synthèse intracellulaire ou de l'acquisition, à partir du milieu extérieur, d'osmolytes organiques tels que les bêtaïnes. Cette acquisition ou ce transfert de certaines bêtaïnes par *Escherichia coli* est très efficace

dans les sédiments marins qui contiennent une quantité considérable de matières organiques assimilables. Cette constatation confère une importance sanitaire à certains sédiments marins, en ce sens que, comme on l'a déjà évoqué plus haut, ils pourraient jouer, pour des entérobactéries et éventuellement pour d'autres agents pathogènes, un rôle de réservoir où ces microorganismes développeraient une résistance acquise aux conditions marines. On en conclut que, manifestement, les entérobactéries peuvent survivre dans le milieu marin en fonction de leur degré de possession ou de possibilité d'expression d'un certain nombre de gènes qui interviennent directement dans le maintien de l'homéostasie dans des conditions fortement osmotiques. A cet égard, la présence de substrats organiques nutritifs paraît jouer un rôle déterminant et il a été rendu compte des résultats d'études expérimentales sur le mécanisme de transfert de gènes plasmidiques entre entérobactéries (*Escherichia coli*) dans l'eau de mer, les sédiments et le tractus digestif (Gauthier, 1992c; Gauthier *et al.*, 1992).

Survie des virus

2-32. Indépendamment de l'origine des processus antagonistes se produisant dans le milieu marin et que l'on vient de d'évoquer, les virus pathogènes (entérovirus, poliovirus, virus de l'hépatite A) et les champignons (*Candida albicans*) survivent plus longtemps que les bactéries dans l'eau de mer (PNUE/OMS, 1991). Les virus sont capables de survivre sur de longues périodes en dehors d'un hôte animal (Akin *et al.*, 1975) et peuvent garder leur pouvoir infectieux pendant plusieurs semaines ou davantage après rejet dans les eaux réceptrices. Les entérovirus peuvent survivre de quelques jours à plus de 130 jours dans l'eau de mer, cette survie étant fonction de la température, de la salinité, du type du virus, de l'antagonisme bactérien, des matières solides en suspension et de la pollution. Les facteurs conditionnant la survie des virus ont été examinés par Gerba et Goyal (1978). La température paraît être le premier facteur conditionnant la survie des virus dans l'eau de mer, avec une inactivation accrue dans les eaux chaudes. On a observé une faible inactivation du poliovirus 1 et du virus de l'hépatite A à 5° C au bout de 30 jours, et à 25° C le virus de l'hépatite A avait une survie notablement plus longue que le poliovirus (Bosch *et al.*, 1993). Dans la même étude, le poliovirus 1, le virus coxsackie B5, l'échovirus 1 et le virus de l'hépatite A se sont avérés survivre plus longtemps dans de l'eau de mer autoclavée que dans de l'eau de mer naturelle.

2-33. Plusieurs auteurs ont suggéré que l'association à des particules accroît notablement la capacité de survie des virus et leur potentiel d'interaction avec les organismes marins locaux (Shumway et Hurst, 1991). Les résultats d'une étude comparative ont montré que la présence de sédiments marins ont favorisé la survie de virus dans de l'eau de mer à 25° C et que l'action protectrice de matières solides était particulièrement marquée pour le poliovirus au bout de 30 jours dans des eaux marines (Bosch *et al.*, 1993). La rétention des virus par les appareils branchiaux est favorisée par leur adsorption sur de fines matières particulaires, et cela pourrait revêtir une importance particulière pour les moules, sachant que celles-ci se nourrissent abondamment de matières organiques remises en suspension. Les virus associés à des matières solides transportées jusqu'aux plages de baignade et aux eaux conchylicoles peuvent de ce fait donner lieu à une transmission à l'homme (Rao *et al.*, 1986). Dans une étude de l'US Environmental Protection Agency réalisée en 1972-78 sur la qualité de l'eau et les symptômes gastro-intestinaux, la relation entre les troubles relevés et la présence de quelques rares bactéries indicatrices (10 *Escherichia coli* par 100 ml) donnait à penser que les agents responsables de l'affection étaient fortement infectieux, qu'ils étaient présents en grand nombre dans les eaux usées et qu'ils survivaient plus longtemps qu' *Escherichia coli* dans le milieu marin. Ces caractéristiques, conjointement aux aspects cliniques de l'affection, évoquaient une étiologie virale (Cabelli *et al.*, 1982). Des expérimentations récentes réalisées

en mer Adriatique indiquent que certaines espèces d'algues fixent les virus et réduisent leur pouvoir infectieux décelable (Patti *et al.*, 1990). Les virus adsorbés peuvent toutefois être infectieux comme des virus libres, et l'on estime que les algues unicellulaires, notamment lors des épisodes de prolifération anormale, peuvent servir de vecteurs au transfert des virus jusqu'aux zones à usage récréatif et conchylicole.

2-34. La fixation de virus par les coquillages a été clairement démontrée (Metcalf et Stiles, 1965) et de nombreuses études ont, de la même façon, permis d'établir que les coquillages peuvent concentrer des virus dans leurs tissus à des concentrations qui sont bien supérieures à celles qui sont relevées dans les eaux sus-jacentes (Geldreich, 1985). A l'instar des bactéries, la majorité des virus sont concentrés dans l'appareil digestif de l'hôte et, une fois à l'intérieur d'un mollusque, leur survie paraît se prolonger (Metcalf et Stiles, 1965). Le séjour des virus dans les coquillages paraît même être plus long que celui des pathogènes bactériens (Geldreich, 1985). Par exemple, on a signalé que le séjour de virus de l'hépatite A dans des huîtres variait de six à huit semaines (Portnoy *et al.*, 1975; Macowiak *et al.*, 1976). On a constaté que des entérovirus pouvaient séjourner cinq mois dans des huîtres avec une faible réduction de leur nombre et aucune perte de leur pouvoir infectieux, au cours des mois d'hiver quand le métabolisme des coquillages diminuait à un niveau minimal (Metcalf, 1982).

SECTION 3

LES MICROORGANISMES PATHOGENES DANS LE MILIEU MARIN DE LA MEDITERRANEE

3.1 CONSIDERATIONS GENERALES

3-1. A quelques rares exceptions près, comme dans d'autres régions, les programmes de surveillance menés en Méditerranée pour évaluer l'état de la pollution des eaux à usage récréatif et des eaux conchylicole continuent à reposer en grande partie sur les concentrations d'un ou plusieurs organismes bactériens indicateurs retenus comme indice d'acceptabilité sanitaire ou autre, alors que les principaux risques pour la santé humaine résultant de la baignade ou de la consommation de produits de la mer dépendent de la présence et de la concentration des microorganismes qui sont les véritables agents de la maladie. Parmi les exceptions, on citera les Etats méditerranéens qui sont membres de l'UE et qui appliquent la directive CEE de 1975 concernant la qualité des eaux de baignade (CE, 1976). Cette directive prescrit de ne tolérer en aucun cas les salmonelles et les entérovirus mais laisse la fréquence d'échantillonnage à la discrétion des autorités nationales en stipulant que ces dernières devraient vérifier les concentrations quand l'inspection d'une zone de baignade indique que le germe peut être présent ou que la qualité de l'eau s'est dégradée. La proposition récente d'une nouvelle directive du Conseil concernant les eaux de baignade (CE, 1994) maintient l'interdiction des entérovirus à des conditions exposées à la section 4 du présent document, mais elle ne mentionne plus les salmonelles comme paramètre de surveillance.

3-2. Comme les concentrations d'indicateurs bactériens fournissent une mesure du degré de pollution fécale basée sur les chiffres de la population totale, si la présence et la concentration d'agents pathogènes dans les eaux usées dépendent de l'incidence et de la quantité de cas cliniques et infra-cliniques d'excrétion des organismes spécifiques en question, les concentrations prévues d'agents pathogènes dans l'eau de mer ou dans les fruits de mer devraient être beaucoup plus faibles que celles des indicateurs. L'examen de routine des eaux usées ou de l'eau de mer pour y rechercher des microorganismes pathogènes est rendu impraticable dans la plupart des pays pour les motifs suivants:

- a) les procédures d'isolement et d'identification varient selon les divers agents pathogènes;
- b) même dans le cas de l'organisme qui est vraisemblablement le plus ubiquiste, à savoir *Salmonella*, les techniques d'isolement comportent des procédures assez compliquées qui excèdent les capacités habituelles de bon nombre de laboratoires;
- c) des résultats négatifs ne peuvent être considérés que comme provisoires, car les méthodes les plus récentes ne sont pas suffisamment sensibles pour déceler une concentration d'agent pathogène dans les volumes d'eau de mer (100 ml) normalement utilisés pour les indicateurs, bien que cette difficulté puisse être en partie surmontée par le recours à des échantillons plus importants;

- d) dans le cas des virus, les procédures de détection ne peuvent être mises en oeuvre que dans des laboratoires spécialement équipés à cet effet et, le plus souvent, elles le sont dans le cadre de projets de recherche spécifiques et autres études connexes.

3-3. Il s'ensuit que les données sur la présence et la concentration des microorganismes pathogènes dans l'eau de mer et les mollusques/crustacés sont rares par rapport à celles dont on dispose pour les indicateurs ordinaires de la pollution fécale de la mer par les eaux usées. Les affections diarrhéiques sont courantes dans l'ensemble de la région méditerranéenne, et les agents concernés, habituellement toute une série de microorganismes entéropathogènes, sont rejetés dans le milieu marin côtier par des eaux usées contenant les matières fécales de sujets malades ou porteurs de la maladie. L'incidence de ces affections et l'isolement des germes responsables dans une collectivité du littoral fournira donc une indication qualitative de l'état microbiologique des eaux usées rejetées dans la mer par la collectivité en question, et la concentration potentielle de tout microorganisme particulier dans les eaux usées dépendra de sa prévalence à chaque localité donnée.

3-4. La corrélation entre les concentrations des indicateurs bactériens les plus courants (que l'on trouve normalement dans les matières fécales chez l'homme) d'une part et les agents pathogènes d'autre part ne peut être établie sur une grande échelle, car les premiers sont déterminés par la densité de la population alors que les seconds le sont par l'expression pathologique de l'agent en cause. Des études sur cette corrélation ont été menées en Méditerranée (WHO/UNEP, 1995) mais, comme on pouvait le prévoir, les résultats ont varié considérablement en fonction de la localité dans laquelle elles étaient réalisées.

3-5. Les microorganismes pathogènes rencontrés dans le milieu marin de la Méditerranée comprennent des bactéries, des virus, des champignons, d'autres microparasites (principalement des protozoaires) et des algues toxiques. Les espèces les plus importantes sont classées et décrites ci-dessous. Les données sur l'incidence des divers microorganismes dans des zones spécifiques ne devraient être retenues qu'à titre indicatif, car il ne serait pas possible de rendre compte de l'ensemble de la vaste bibliographie disponible. Mais, dans l'ensemble, les renseignements disponibles témoignent d'une répartition géographique inégale et une proportion importante des relevés concernent la rive Nord de la région. Les renseignements provenant des rives Sud et Est, où l'on devrait s'attendre à trouver davantage d'agents pathogènes dans les eaux marines côtières, sont relativement rares.

3.2 BACTERIES

Salmonelles

3-6. Les espèces du genre *Salmonella*, qui sont les agents des fièvres typhoïde et paratyphoïdes, d'intoxications alimentaires et de gastroentérite, se rencontrent dans le monde entier et abondent en Méditerranée. On les trouve dans des eaux usées non traitées et traitées et il a été établi (Abdussalam, 1990) que le traitement des eaux usées, fût-il le plus efficace, n'entraîne que leur réduction et non leur élimination. Plus de 2.200 sérotypes sont connus bien que, à tout moment donné, seul un petit nombre d'entre eux (de 10 à 12 environ) soient répandus dans une zone ou un pays donné (Abdussalam, 1990). On considère (Brisou,

1976) que tous les pays du pourtour de la Méditerranée sont, dans l'ensemble, des réservoirs de salmonelles. Si l'on a prêté une vive attention à *Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi A* et *Salmonella paratyphi B*, un grand nombre d'autres sérotypes ont été isolés dans la région. Ce sont au total 29 sérotypes qui ont été isolés en Grèce au cours d'une étude (Vassiliadis *et al.*, 1987), dont 24 provenaient d'eaux fluviales polluées par des eaux usées. Plusieurs sérotypes différents ont également été isolés en France, Israël, Italie, Espagne et ex-Yougoslavie (Grisou, 1976). Dans une étude d'une durée de trois ans concernant la pollution par les salmonelles des eaux côtières du golfe de Trieste (Majori *et al.*, 1978), 401 échantillons sur 1059 (soit 37,8%) ont été positifs pour des souches de salmonelles qui se répartissaient en une vaste gamme de sérotypes. Ce sont au total 220 souches de salmonelles qui ont été isolées d'effluents d'eaux usées à Alexandrie (El-Sharkawi *et al.*, 1982b). Seize sérotypes ont été isolés d'échantillons d'eaux marines côtières à des sites proches d'une embouchure de cours d'eau au voisinage de Malaga, Espagne, en recourant à différents milieux d'enrichissement (Borrego et Morinigo, 1994).

3-7. Les espèces *Salmonella* ne survivent pas longtemps dans l'eau de mer et l'infection directe par suite de baignade ou d'une autre activité récréative a peu de chances de se produire du fait de la dose infectante relativement élevée qui est nécessaire pour la plupart des sérotypes. En revanche, pour *S. typhi* et *S. paratyphi A* et *B*, la dose infectante est considérablement plus faible. La consommation de produits de la mer pose un problème différent, car les bactéries sont concentrées par les coquillages filtreurs ou par les branchies de poisson. Dans les coquillages, la concentration bactérienne peut être 50 fois celle de l'eau environnante (UNEP/WHO/IAEA, 1988).

Vibrions

3-8. Le choléra est l'une des principales maladies associées à la consommation de coquillages contaminés par des eaux usées, et l'agent responsable, *Vibrio cholerae*, a été découvert par Koch en Egypte au cours de l'épidémie de 1883-1884. La septième pandémie de choléra, due à *Vibrio El Tor*, qui a pris naissance en 1961 en Indonésie et sévit encore, a atteint la région méditerranéenne au début des années 1970. Des cas ont été signalés en diverses parties de la région, et notamment en Algérie, en France, au Maroc et en Espagne (Brisou, 1976), tandis qu'une importante poussée épidémique dont des moules ont été identifiées comme vecteurs s'est déclarée en Italie en 1973 en y entraînant 277 cas et 24 décès (Baine *et al.*, 1974). Brisou *et coll.* (1962) ont isolé 44 souches de *Vibrio* du littoral algérien. Bien que quelques-unes seulement de ces souches puissent être tenues pour pathogènes, on dispose de preuves selon lesquelles certaines souches de bactéries aquatiques qui sont des résidents naturels sont capables de provoquer chez l'homme de la gastroentérite, des infections générales et des intoxications (Shumway et Hurst, 1991). Des investigations menées au Maroc sur le procédé et l'efficacité du traitement des eaux usées par les bassins de stabilisation sous un climat méditerranéen aride ont montré que ce procédé paraissait impropre à éliminer *Vibrio cholerae* non 01, aucune réduction bactérienne ne se produisant durant la saison chaude et aucune réduction notable durant la saison froide.

3-9. Les vibrions NAG (non agglutinables), responsables de gastroentérite, sont aussi fréquemment décelés dans les coquillages de la région. Comme pour *Vibrio cholerae*, les vibrions NAG sont rejetés par les effluents urbains et l'infection a le plus de chances de se produire par suite de la consommation de coquillages contaminés. Un total de 214 sérotypes de *Vibrio* ont été analysés et identifiés au cours d'une étude assez récente réalisée à Toulon (Martin et Bonnefont, 1990) portant sur des effluents, des échantillons d'eau de mer et de

obligatoires ou impératives (I), représentant la base minimale que peuvent utiliser les Etats membres quand ils fixent leurs normes nationales, et les valeurs guides (G) plus sévères que les Etats membres s'engagent à observer comme lignes directrices. L'article 7 de la directive comporte une disposition qui interdit de ramener des normes plus strictes déjà en vigueur aux normes impératives. Le paragraphe 1 de l'article stipule que l'application des dispositions prises en vertu de la directive ne peut en aucun cas avoir pour effet de permettre d'accroître directement ou indirectement la dégradation de la qualité actuelle des eaux de baignade. Dans le cas des paramètres obligatoires, les eaux de baignade sont réputées conformes à chaque paramètre pertinent si 90% des échantillons sont conformes à la valeur requise. Dans le cas des paramètres guides, le degré de conformité à ces normes plus sévères requises est de 80% pour les coliformes totaux et les coliformes fécaux - en plus d'une conformité de 90% aux valeurs impératives - et de 90% pour les streptocoques fécaux.

4.11. Une proposition de directive du Conseil concernant la qualité des eaux de baignade visant à remplacer la directive de 1975 a été récemment publiée (CE, 1994b). Les nouveaux paramètres microbiologiques figurent sur le tableau 4.1.4. Ils font partie du tableau 1 de l'annexe à la proposition de directive. Les principaux points à noter sont les suivants: a) le paramètre des coliformes totaux a été supprimé, ce qui est compréhensible puisque sa valeur est sujette à caution; b) les coliformes fécaux ont été remplacés par *Escherichia coli*, les normes guides et impératives étant maintenues à 100 et 2000 respectivement par 100 ml, comme pour les coliformes fécaux. Mais en fait, comme *Escherichia coli* fait partie du groupe des coliformes fécaux, le maintien des mêmes chiffres représente en quelque sorte un assouplissement, les limites supérieures s'appliquant désormais à une seule espèce et non plus à l'ensemble du groupe; c) la valeur guide pour les streptocoques fécaux reste la même, mais une norme impérative de 400 par 100 ml a été introduite; d) le paramètre des salmonelles a également été supprimé de l'annexe technique; et e) un nouveau paramètre est introduit, les bactériophages, mais avec des valeurs qui restent à fixer. Il est prévu que ces normes pour les bactériophages seront introduites dès que l'on disposera des données scientifiques nécessaires.

4-12. Les tableaux 2 et 3 de l'annexe de la proposition de nouvelle directive indiquent le nombre d'échantillons qui peuvent ne pas satisfaire aux normes impératives et guides respectivement, autrement dit le degré de conformité requis. En fait, la conformité requise pour les valeurs impératives n'a été maintenue à 90% que si plus de 59 échantillons sont prélevés. Sinon, la tolérance est de 0 échantillon jusqu'à 19 échantillons, de 1 pour 20 à 39 échantillons, et de 2 pour 40 à 50 échantillons. Par conséquent, en pratique, comme il est rare que les stations balnéaires soient échantillonnées plus de 19 fois dans l'année, c'est une conformité de 100% qui est requise pour les normes impératives. Dans le cas des normes guides, le nombre d'échantillons que l'on autorise à dépasser la norme augmente de 1 chaque fois que l'on prélève cinq échantillons supplémentaires. La tolérance est de 0 jusqu'à 4 échantillons prélevés en un an à une station, elle de 1 pour 5 à 9 échantillons, de 2 pour 10 à 14 échantillons et ainsi de suite jusqu'à 11 pour 50 à 59 échantillons. Au delà, la tolérance est de 20% (ou une conformité de 80%). En pratique, la conformité est maintenue à 80% pour les stations où les échantillonnages sont pratiqués à une fréquence multiple de 5, autrement elle est plus stricte. Dans le cas des streptocoques fécaux, qui rentrent également dans cette catégorie, la conformité requise à la valeur guide a été abaissée par rapport au taux de 90% prescrit dans la directive de 1976, bien que cela soit compensé par la conformité requise de 95% à la nouvelle valeur impérative. Les deux tableaux indiquant la conformité requise sont repris sur le tableau 4.1.5.

TABLEAU 4.1.4

QUALITE REQUISE DES EAUX DE BAINNADE
D'APRES LA PROPOSITION DE DIRECTIVE DU CONSEIL CEE DE 1994
(d'après CE, 1994a)

Paramètre	Valeur guide	Valeur impérative	Fréquence d'échantillonnage minimale	Méthode d'analyse ou d'inspection
<i>Escherichia coli</i> par 100 ml	100	2 000	bimensuelle	Incubation à 44°C. Fermentation en tubes multiples. Repiquages des tubes positifs sur milieu de confirmation. Dénombrement selon le NPP (nombre le plus probable) ou filtration sur membrane et culture sur milieu approprié tel que gélose lactosée au tergitol, gélose d'endo, bouillon au teepol 0,4%, repiquage et identification des colonies suspectes.
Streptocoques fécaux par 100 ml	100	400 (1)	bimensuelle	Méthode de Litsky avec incubation à 37°C. Dénombrement selon le NPP (nombre le plus probable) ou filtration sur membrane. Culture sur milieu approprié.
Entérovirus PFU par 10 litres (2)	—	0	mensuelle	Concentration par filtration, par floculation ou par centrifugation, et confirmation
Bactériophages nbre par 100 ml				

- (1) Dans le cas de valeurs maximales anormales, les Etats membres peuvent, dans un délai de 2 jours ouvrables, vérifier à nouveau ce paramètre. Si ce nouvel examen donne une valeur normale, la valeur maximale peut être écartée. La Commission sera informée du nombre de valeurs maximales écartées pour chaque zone de baignade.
- (2) Ce paramètre doit être vérifié tous les quinze jours avant l'ouverture de la saison de baignade. Si, au cours des deux saisons de baignade précédentes, l'eau de baignade a satisfait à la valeur G pour *Escherichia coli* et à la valeur I pour les streptocoques fécaux, sur la base des tableaux 3 et 2 respectivement, et si l'eau de baignade ne reçoit pas de rejets d'eaux usées ayant subi un traitement chimique, le paramètre doit alors être vérifié une nouvelle fois. Cette mesure doit être effectuée au milieu de la saison de baignade.

4-13. On a donc affaire à deux normes internationales différentes pour les eaux à usage récréatif en Méditerranée: les mesures communes adoptées en 1985 qui s'appliquent à l'ensemble de la région, et la directive CEE de 1976 qui s'applique à quatre pays représentant à eux seuls une partie considérable de la rive Nord de la Méditerranée. La disposition des mesures communes prévoyant que les pays qui possèdent déjà leurs propres normes ne sont pas tenus de modifier leur législation conduit à distinguer trois situations différentes selon les pays: a) ceux qui observent les normes CEE tout en mettant en vigueur, dans leur législation nationale, diverses mesures qui sont plus rigoureuses; b) ceux qui observent les normes communes méditerranéennes de 1985; et c) ceux qui ont une législation indépendante reposant sur l'une ou l'autre des deux types de mesures ou, dans un cas au moins, sur les recommandations OMS de Bilthoven de 1975.

TABLEAU 4.1.5

**CONFORMITE REQUISE DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX DE
BAIGNADE D'APRES LA PROPOSITION DE DIRECTIVE DU CONSEIL
CEE DE 1994**

(d'après CE, 1994b)

Nombre d'échantillons prélevés et analysés	Nombre maximal ne nécessitant pas d'être conformes à la valeur I
jusqu'à 19 inclus	0
20 à 39 inclus	1
40 à 59 inclus	2
plus de 59	5% du nombre d'échantillons

Nombre d'échantillons prélevés et analysés	Nombre maximal ne nécessitant pas d'être conformes à la valeur G
jusqu'à 4 inclus	0
5 à 9 inclus	1
10 à 14 inclus	2
15 à 19 inclus	3
20 à 24 inclus	4
25 à 29 inclus	5
30 à 34 inclus	6
35 à 39 inclus	7
40 à 44 inclus	8
45 à 49 inclus	9
50 à 54 inclus	10
55 à 59 inclus	11
Plus de 59	20% du nombre d'échantillons

4.2 DISPOSITIONS NATIONALES S'APPLIQUANT AUX ZONES COTIERES A USAGE RECREATIF

4-14. Bien que tous les pays méditerranéens aient depuis longtemps des mécanismes de réglementation visant à assurer un contrôle rigoureux de la qualité de l'eau de boisson, dans le cas des eaux à usage récréatif la situation n'a pas encore atteint ce niveau d'organisation, du moins en ce qui concerne l'application effective. De plus, en dehors de la diversité des normes de qualité adoptées, on constate une variabilité similaire dans la position que ces normes occupent au sein des cadres législatifs nationaux, en d'autres termes selon qu'elles sont intégrées dans une législation principale ou subsidiaire, ou bien qu'elles sont fixées et mises en vigueur par des procédures administratives prescrites dans une législation du type loi-cadre. Cette dernière pratique, qui a désormais disparu par suite de l'adhésion à des instruments juridiques internationaux exigeant normalement que les normes soient fixées par une loi, ménageait incontestablement une plus grande souplesse d'adaptation aux évolutions. Cela mis à part, tout ce qui devient norme dans les législations nationales - non seulement les normes proprement dites mais tous les aspects qui s'y rattachent comme la fréquence d'échantillonnage, les méthodes d'analyse et d'interprétation des résultats, etc. - est prescrit par la loi elle-même. Si cette solution est souhaitable pour diverses raisons, elle soulève des problèmes quand la législation demande à être actualisée ou modifiée, notamment quand la procédure nationale qui est à suivre pour introduire des modifications est (comme c'est souvent le cas) plus ou moins astreignante (Saliba, 1993).

4-15. Les traits saillants des législations nationales et des mesures connexes concernant la qualité des eaux à usage récréatif dans les divers pays méditerranéens sont récapitulés aux paragraphes suivants. Ce panorama n'est pas tout à fait complet, les renseignements relatifs à certains pays n'étant toujours pas disponibles au moment où a été achevé le présent document.

Albanie

4-16. Jusqu'en 1988, l'Albanie utilisait les recommandations OMS de Bilthoven de 1974 comme base d'évaluation de la qualité des eaux à usage récréatif dans le cadre de la législation de la santé publique. Des normes plus précises concernant la qualité des eaux de baignade ont été instituées par un règlement ministériel en 1989. Selon ce règlement:

on ne devrait pas déceler la présence de microorganismes pathogènes;

Escherichia coli ne devrait généralement pas être présent à des concentrations supérieures à 200-400 par 100 ml d'eau.

Croatie

4-17. En Croatie, la qualité des eaux côtières est régie par l'ordonnance sur les eaux de mer servant à la baignade et aux usages récréatifs (Journal officiel croate 48/86) qui réglemente les modalités du contrôle de l'eau de mer pour la baignade et les loisirs, tandis que les autorités locales sont tenues de spécifier les zones marines destinées à ces usages ainsi que de fournir tous les détails sur les sites et sur les points d'échantillonnage. L'ordonnance prescrit d'effectuer des échantillonnages tout au long de la saison de baignade (de mai à octobre) à raison de deux par mois.

4-18. Les normes, qui sont identiques aux valeurs guides de la directive CEE de 1975 concernant les eaux de baignade, sauf la tolérance de 0 pour les coliformes fécaux, sont les suivantes:

- 100% des échantillons analysés ne doivent pas dépasser 500 coliformes totaux par 100 ml;
- 80% des échantillons analysés ne doivent pas dépasser 100 coliformes fécaux par 100 ml;
- 80% des échantillons analysés ne doivent pas dépasser 100 streptocoques fécaux par 100 ml.

Chypre

4-19. Il n'existe pas de normes prescrites par la législation en ce qui concerne la qualité des eaux de baignade. Les normes adoptées par les Parties contractantes en 1985 sont appliquées. Depuis janvier 1995, Chypre participe à un projet pilote du programme européen "Pavillon Bleu". Les normes de la directive CEE 1975 servent à l'évaluation des eaux de baignade dans le cas des plages candidates au Pavillon Bleu.

France

4-20. La législation française repose sur la directive CEE de 1975 concernant les eaux de baignade. Sur la base des valeurs limites qui y figurent, les autorités françaises assignent quatre catégories aux eaux de baignade:

- A. eau de bonne qualité
- B. eau de qualité moyenne
- C. eau pouvant être momentanément polluée
- D. eau de mauvaise qualité.

4-21. La catégorie A est attribuée aux stations surveillées à la fréquence requise et satisfaisant aux valeurs guides CEE pour les trois paramètres indicateurs (coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux). La catégorie B est attribuée aux stations qui satisfont à la fréquence requise et aux valeurs CEE impératives pour les coliformes totaux et les coliformes fécaux. La catégorie C est attribuée aux stations qui dépassent les valeurs CEE impératives sur 5 à 33% du temps. La catégorie D est attribuée aux stations où une au moins des valeurs impératives des paramètres est dépassée sur 33% du temps. Toute zone classée dans la catégorie D pendant deux années consécutives doit être interdite à la baignade.

Grèce

4-22. La législation grecque prescrit des normes basées sur la directive CEE de 1975, mais les échantillons doivent être conformes à la fois aux valeurs guides et aux valeurs impératives, qui sont identiques à celles de la directive, sauf pour les coliformes fécaux dont la valeur impérative est fixée en Grèce à 500 par 100 ml (contre 2000 dans la directive). Pour les streptocoques fécaux, la valeur guide de 100 CFU par 100 ml est la valeur impérative aux termes de la législation grecque.

Israël

4-23. Selon la législation israélienne, la qualité de l'eau de mer aux plages de baignade doit, entre autres, être conforme aux dispositions ci-après:

La moyenne géométrique des tests sur l'eau de mer prélevée au cours de la saison à la plage de baignade ne doit pas dépasser 200 coliformes fécaux par 100 ml, et la valeur de 400 coliformes fécaux ne doit pas être dépassée dans plus de 20% de tous les échantillons.

Si l'on dénombre plus de 400 coliformes fécaux dans un échantillon, un test complémentaire doit être pratiqué 24 à 48 h après que sont connus les résultats de l'échantillon en cause. Le test complémentaire porte sur trois échantillons d'eau de mer prélevés en trois points différents le long de la plage concernée.

Si un ou plusieurs des échantillons du test complémentaire donnent un résultat dépassant 400 coliformes fécaux, une inspection sanitaire a lieu pour localiser la source de contamination.

Si les résultats du test complémentaire font ressortir un danger pour la santé publique, le ministère de la Santé interdit la baignade à la plage concernée jusqu'à ce que l'inspection sanitaire ait eu lieu et que la source de contamination ait été supprimée. L'inspection sanitaire peut comporter des tests, si le ministère de la Santé l'exige.

4-24. La législation définit également les conditions dans lesquelles la baignade publique est interdite. Ces conditions comprennent la non conformité de l'eau de mer aux normes de qualité stipulées.

Italie

4-25. La législation italienne repose sur la directive CEE de 1975 concernant les eaux de baignade, mais elle est plus sévère dans la mesure où les normes nationales sont fixées à 2000 coliformes totaux (au lieu de la valeur impérative de 10.000) par ml et sont équivalentes aux valeurs guides CEE pour les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux (100 par 100 ml dans l'un et l'autre cas).

Libye

4-26. Des normes nationales pour les eaux à usage récréatif sont en vigueur en Libye depuis 1977 et elles reposent sur les valeurs limites de 100 coliformes totaux par 100 ml et de 100 coliformes fécaux par 100 ml, la conformité requise étant de 100% dans les deux cas. Ces normes sont présentement en cours de révision et, en attendant la mise au point des nouvelles normes nationales, la Libye observe les normes adoptées par les Parties contractantes en 1985.

Malte

4-27. Il n'existe pas à Malte de normes spécifiquement prescrites pour la qualité des eaux de baignade. Le contrôle est exercé par le Département de la santé en vertu de la législation générale sur la santé publique, et aux termes de celle-ci la baignade est interdite dans toute zone dont le Surintendant de santé publique juge qu'elle constitue un danger pour la santé publique. Pour l'évaluation de la qualité des eaux de baignade, ce sont les normes adoptées par les Parties contractantes qui servent de base. Les stations balnéaires sont également classées comme suit:

- première classe: stations présentant un dénombrement de coliformes fécaux inférieur à 100 par 100 ml dans 95% ou plus des échantillons;
- deuxième classe: stations satisfaisant aux normes de 1985 (50% des échantillons ayant moins de 100 coliformes fécaux par 100 ml, et 90% moins de 1000 par 100 ml) sur l'ensemble de la période de baignade;
- troisième classe: stations satisfaisant aux normes de 1985 sur une base saisonnière et non mensuelle;
- quatrième classe: stations ne pouvant satisfaire aux normes sur l'ensemble de la période de baignade de quatre mois.

La baignade est momentanément interdite à toute plage où le dénombrement des coliformes fécaux dépasse 1000 par 100 ml sur n'importe quelle période.

Maroc

4-28. Les normes nationales en vigueur sont celles adoptées par les gouvernements méditerranéens en 1985 (50% des échantillons ne doivent pas dépasser 100 coliformes fécaux par 100 ml, et 90% 1000 par 100 ml). Les plages sont classées en cinq catégories en fonction des concentrations de coliformes totaux et de coliformes fécaux par 100 ml:

classe I:	bonne qualité	< 500 CT	+	< 100 CF
classe II:	qualité moyenne	500 < 2500 CT	+	100 < 500 CF
classe III:	qualité médiocre	2500 < 5000 CT	+	500 < 1000 CF
classe IV:	mauvaise qualité	5000 < 10000 CT	+	1000 < 2000 CF
classe V:	impropre	> 10000 CT	+	> 2000 CF

Slovénie

4-29. En Slovénie, le contrôle de la qualité des eaux de baignade est effectué aux termes de l'ordonnance de 1988 concernant les eaux de baignade. Les normes reposent généralement sur la directive CEE de 1975.

Espagne

4-30. La législation espagnole se fonde sur la directive CEE de 1975 et classe les eaux de baignade en trois catégories de qualité:

- A. stations satisfaisant à la fois aux valeurs impératives et aux valeurs guides pour chaque paramètre mesuré ou évalué;
- B. stations satisfaisant aux valeurs impératives pour chaque paramètre mesuré ou évalué;
- C. stations ne satisfaisant pas aux valeurs guides pour un ou plusieurs des paramètres mesurés ou évalués.

Tunisie

4-31. La législation tunisienne sur la qualité des eaux de baignade intègre des normes basées sur les valeurs de la directive CEE de 1975 , et les limites impératives sont de 500 coliformes totaux par 100 ml, de 100 coliformes fécaux par 100 ml et de 100 streptocoques fécaux par 100 ml. Le classement adopté est le suivant: stations de bonne qualité si, sur la base d'au moins 10 échantillonnages par an, 80% des échantillons répondent aux limites fixées pour les coliformes totaux et les coliformes fécaux, et 90% à la limite fixée pour les streptocoques fécaux.

Turquie

4-32. Aux termes de la législation turque, les normes pour l'eau de mer servant à des fins récréatives sont généralement fixées d'après la directive CEE de 1975 et comportent des paramètres microbiologiques et physico-chimiques. Les paramètres microbiologiques sont:

coliformes totaux (NPP/100 ml)	1000
coliformes fécaux (NPP/100 ml)	200

La Turquie applique aussi les critères de qualité de l'opération "Pavillon Bleu" dont les paramètres microbiologiques ont pour normes les valeurs guides de la directive CEE de 1975 (500 coliformes fécaux par 100 ml, 100 coliformes fécaux par 100 ml et 100 streptocoques fécaux par 100 ml).

4.3 DISPOSITIONS INTERNATIONALES S'APPLIQUANT AUX ZONES CONCHYLICOLES

4-33. Au début de la Phase I du programme MED POL, il n'existait aucun accord sur la qualité des eaux conchylicoles dans la zone de la mer Méditerranée (PNUE/OMS, 1985). Une proposition de projet de code d'hygiène pour les coquillages a été élaborée par la Commission du Codex alimentarius (1978). L'appendice III du projet de code énonçait des recommandations générales sur les conditions de salubrité de l'environnement, et notamment le classement, le contrôle et le reclassement des zones conchylicoles. Dans le même appendice, une liste des normes et méthodes microbiologiques employées alors dans plusieurs pays développés ne comprenait que deux pays méditerranéens: la France et l'Italie. Selon la situation qui régnait à l'époque, des programmes efficaces de contrôle des coquillages étaient appliqués depuis de nombreuses années dans un certain nombre de pays en recourant à une vaste gamme de normes et de méthodes bactériologiques, mais dans le

même temps il était pratiquement impossible de parvenir à un accord sur un ensemble donné de normes et de méthodes (PNUE/OMS, 1985).

Normes méditerranéennes communes

4-34. Au cours du projet pilote sur le contrôle de la qualité des eaux côtières (MED VII), on s'est employé à harmoniser la méthodologie en mettant au point des méthodes microbiologiques dont l'usage convenait au milieu marin de la Méditerranée. Plusieurs de ces méthodes étaient au point à la fin du projet pilote, dont celles portant sur la détermination des concentrations des principaux indicateurs bactériens dans l'eau de mer et les coquillages (WHO/UNEP, 1981).

4-35. Dans le cadre du même projet pilote, un séminaire sur la surveillance de la qualité des eaux côtières à usage récréatif et des zones conchylicoles a été organisé à Rome, en avril 1978, par l'OMS et le PNUE (WHO/UNEP, 1978). S'agissant de la surveillance des mollusques et des eaux conchylicoles, les participants au séminaire estimèrent que les deux premières phases de l'évaluation de la qualité des coquillages (la zone d'élevage et le coquillage dans son environnement naturel) devaient être conformes à des limites microbiologiques appropriées, étant entendu que, pour une évaluation complète de la qualité du coquillage comme produit alimentaire, il fallait également les examiner aux phases du traitement ultérieur (transport, transformation et commercialisation). Les participants approuvèrent également les recommandations formulées antérieurement la même année par un groupe de travail OMS/PNUE, et selon lesquelles, pour les coquillages, seule la chair - et non pas la chair plus le liquide intervalvaire - devait servir à l'analyse microbiologique. Le séminaire recommandait des normes provisoires pour les eaux conchylicoles sur la base de concentrations de coliformes fécaux dans l'eau proprement dite et, pour les coquillages, sur la base de concentrations de coliformes fécaux dans la chair. Ces recommandations furent reconduites par une réunion des chercheurs responsables du projet pilote MED VI convoquée Rome, en novembre 1979, par l'OMS et le PNUE, et au cours de laquelle l'un des sujets débattus fut l'élaboration de critères microbiologiques provisoires (WHO/UNEP, 1980).

4-36. Sur la base des recommandations précitées et compte tenu de la situation concernant les critères nationaux pour les mollusques et les eaux conchylicoles qui avait cours à l'époque dans les pays méditerranéens, l'OMS et le PNUE soumirent officiellement aux Parties contractantes des propositions concernant des critères microbiologiques à adopter en commun en Méditerranée: a) pour les eaux conchylicoles, et b) pour les coquillages. Comme dans le cas des eaux à usage récréatif, du fait que des limites numériques y étaient incluses, il s'agissait en fait de propositions de normes. Ces propositions sont reproduites sur le tableau 4.3.1. Comme on l'a déjà indiqué précédemment, ces propositions n'ont pas été approuvées par les Parties contractantes à leur réunion ordinaire de 1985. L'ensemble de la question a été revu en détail lors d'une consultation sur les critères de qualité du milieu pour les eaux conchylicoles et les coquillages en Méditerranée que l'OMS et le PNUE ont tenue à Athènes en mars 1987 (WHO/UNEP, 1987). Après avoir examiné la situation sous tous ses angles, la réunion a recommandé que, pour l'évaluation de la qualité microbiologique des eaux, les mollusques eux-mêmes soient pris en compte, et que, pour la détermination des paramètres microbiologiques, on accorde la préférence à l'analyse de l'ensemble "chair plus liquide intervalvaire" plutôt que de la chair seule. Le critère des coliformes fécaux était maintenu, et la norme proposée était de 300 par 100 ml dans au moins 75% des échantillons. La question des normes pour les coquillages destinés à la consommation était laissée de côté. Cette proposition a été adoptée par les Parties contractantes à leur réunion de 1987 (PNUE, 1987),

et les dispositions pertinentes en vigueur de la résolution afférente sont reproduites sur le tableau 4.3.2. En fait, les critères et normes adoptés sont pratiquement identiques au volet microbiologique de la directive CEE de 1979, à la seule différence près que cette dernière prescrivait l'analyse de la chair et du liquide intervalvaire alors que la mesure méditerranéenne approuvée, tout en privilégiant cette même analyse, permettait également l'analyse de la chair seule.

Normes de la Communauté européenne

4-37. La directive du Conseil (CEE) 79/9237 du 30 octobre 1979 (CE, 1979) a été émise afin de protéger et d'améliorer la qualité des eaux conchylicoles au sein de la Communauté, et elle est applicable aux quatre Etats membres méditerranéens (Espagne, France, Grèce, Italie). La définition d'objectifs de qualité pour les eaux conchylicoles vise à protéger le développement des peuplements de coquillages contre les principales sources de pollution. La directive souligne qu'elle ne peut à elle seule assurer la protection des consommateurs de produits conchylicoles et qu'il est donc nécessaire de prendre d'autres mesures à cet effet. C'est dans cet esprit que le Conseil a adopté la directive (CEE) 91/492 du 15 juillet 1991 qui énonce les conditions de salubrité pour la production et commercialisation des mollusques bivalves vivants. Les éléments microbiologiques et connexes de la directive de 1979 figurent sur le tableau 4.3.3.

4-38. Contrairement au cas des eaux de baignade, les deux accords internationaux portant sur les eaux conchylicoles en Méditerranée (la directive CEE de 1979, qui s'applique directement aux quatre pays membres et sert de modèle aux autres, et les mesures méditerranéennes communes de 1987 qui s'appliquent à tous les pays) sont pratiquement identiques quant à leurs prescriptions microbiologiques.

Biotoxines algales dans les coquillages

4-39. Il n'existe pas à ce jour en Méditerranée de législation concernant spécifiquement les biotoxines algales dans les coquillages. La directive CEE de 1979 mentionne la saxitoxine parmi les paramètres mais sans lui assigner de valeurs. Dans plusieurs pays, le contrôle s'effectue dans le cadre de la législation générale en matière de santé publique qui stipule que les mollusques/crustacés contaminés sont impropres à la consommation. Les législations internationale et nationales portant sur divers aspects de la prévention et de la lutte contre la pollution marine énoncent les moyens de réduire les rejets contribuant ou susceptibles de contribuer à l'apparition des proliférations d'algues.

4.4 DISPOSITIONS NATIONALES S'APPLIQUANT AUX ZONES CONCHYLICOLES

4-40. Les traits saillants des législations nationales et des mesures connexes concernant la qualité des eaux conchylicoles et des coquillages dans les divers pays méditerranéens sont récapitulés aux paragraphes suivants. De même que pour les eaux à usage récréatif, ce panorama n'est pas tout à fait complet, les renseignements relatifs à certains pays n'étant toujours pas disponibles au moment où a été achevé le présent document.

TABLEAU 4.3.1

**CRITERES DE QUALITE PROVISOIRES PROPOSES PAR L'OMS ET LE PNUE
EN 1985 POUR LES COQUILLAGES ET LES EAUX CONCHYLICOLES
EN MER MEDITERRANEE**

EAUX CONCHYLICOLES

Paramètre	Concentration par 100 ml à ne pas dépasser sur 50% 100% du temps	Fréquence minimale d'échantillonnage	Méthode d'analyse	Méthode d'interprétation
Coliformes fécaux	10 100	en hiver: mensuelle en été: bimensuelle	Filtration sur membrane, avec bouillon m-CF ou gélose, incubation à $44,5 \pm 0,2^\circ\text{C}$ pendant 24 h	Ajustement graphique ou analytique à une distribution de probabilité log-normale

CHAIR DES COQUILLAGES

Paramètre	Concentrations par gramme de chair	Fréquence minimale d'échantillonnage	Méthode d'analyse	Méthode d'interprétation
Coliformes fécaux	2: vente autorisée entre 3 et 10: vente provisoirement interdite au-delà de 10: vente interdite	en hiver: mensuelle en été: bimensuelle	Fermentation sur tubes multiples et dénombrement selon NPP. Bouillon de MacConkey incubé à $36 \pm 0,5^\circ\text{C}$ pendant 24h puis à $44,5 \pm 0,2^\circ\text{C}$ pendant 24h.	Par résultats individuels ou ajustement graphique à une distribution de probabilité log-normale

TABLEAU 4.3.2

**CRITERES POUR LES EAUX CONCHYLICOLES PROPOSES PAR L'OMS ET LE PNUE
ET ADOPTES PAR LES PARTIES CONTRACTANTES EN 1987**

DISPOSITIONS EN VIGUEUR

1. Adoption, au titre de prescription commune minimale pour la qualité des eaux conchylicoles, des critères provisoires de qualité du milieu proposés par l'OMS et le PNUE, ainsi qu'ils sont précisés aux points 2 et 3 ci-dessous.
2. Aux fins de ces critères, on entend par "eaux conchylicoles" les eaux côtières et saumâtres dans lesquelles vivent des coquillages (mollusques bivalves et gastropodes).
3. Recours à ce qui suit dans l'application de ces critères:
 - pour l'évaluation de la qualité microbiologique des eaux côtières, les coquillages eux-mêmes sont pris en compte;
 - pour la détermination des paramètres microbiologiques, la préférence est donnée à l'analyse de la chair et du liquide intervalvaire des coquillages plutôt qu'à celle de la chair seule;
 - les résultats de l'analyse de la qualité microbiologique sont exprimés en nombre de coliformes fécaux relevés par 100 ml (CF/100 ml);
 - la méthode d'analyse utilisée est l'incubation à $37 \pm 0,5^\circ\text{C}$ avec fermentation sur substrat liquide pendant 24 à 48 heures, suivie d'un test de confirmation à $44 \pm 0,2^\circ\text{C}$ pendant 24 heures. Le dénombrement est effectué selon la méthode du nombre le plus probable (NPP);
 - la concentration de coliformes fécaux doit être inférieure à 300 par 100 ml de chair et liquide intervalvaire ou de chair seule de coquillages dans au moins 75% des échantillons, sur la base d'une fréquence minimale trimestrielle d'échantillonnage.

TABLEAU RECAPITULATIF

Matrice	Coquillages
Paramètre	Coliformes fécaux
Concentration	Moins de 300 par ml de chair + liquide intervalvaire ou de chair seule dans au moins 75% des échantillons
Fréquence minimale d'échantillonnage	Tous les trois mois (et plus fréquemment si les circonstances l'exigent)
Méthode d'analyse	Fermentation sur tubes multiples et dénombrement selon la méthode du NPP (nombre le plus probable). Durée d'incubation: $37 \pm 0,5^\circ\text{C}$ pendant 24 à 48 h, suivi de $44 \pm 0,2^\circ\text{C}$ pendant 24 h.
Méthode d'interprétation	Par résultats individuels, histogrammes ou ajustement graphique d'une distribution de probabilité log-normale.

TABEAU 4.3.3
PRESCRIPTIONS DE LA COMMUNAUTE EUROPEENNE CONCERNANT LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE
ET CONNEXE DES EAUX CONCHYLICOLES
 (d'après CE, 1979)

Paramètre	Valeur guide (G)	Valeur impérative (I) (obligatoire)	Méthodes d'analyse de référence	Fréquence minimale d'échantillonnage et de mesure
Coliformes fécaux par 100 ml	< 300 dans la chair + liquide intervalvaire des mollusques		Méthode de dilution avec fermentation dans substrats liquides dans au moins 3 tubes dans 3 dilutions. Repliquage des tubes positifs sur milieu de confirmation. Dénombrement selon le NPP (nombre le plus probable). Température d'incubation 44±0,5°C	Trimestrielle
Matières en suspension mg par litre		L'accroissement de la teneur en matières en suspension provoqué par un rejet ne doit pas, dans les eaux conchyloles influencées par ce rejet, excéder de plus de 30% celle mesurée dans les eaux non influencées	<ul style="list-style-type: none"> - Filtration sur membrane de 0,45µm, séchage à 105°C et pesée - centrifugation temps minimal 5 minutes, accélération moyenne 2800 à 3200g), séchage à 105°C et pesée. 	Trimestrielle
Oxygène dissous % de saturation	> 80%	<ul style="list-style-type: none"> - > 70% (valeur moyenne) - Si une mesure individuelle indique une valeur inférieure à 70%, les mesures sont répétées. - Une mesure individuelle ne peut indiquer une valeur inférieure à 60% que lorsqu'il n'y a pas de conséquences néfastes pour le développement des peuplements de coquillages. 	<ul style="list-style-type: none"> - Méthode de Winckler - Méthode électrochimique 	Mensuelle, avec au moins 1 échantillon représentatif de conditions de faible oxygénation le jour du prélèvement. Néanmoins, quand on soupçonne l'existence d'importantes fluctuations dans la journée, il faut prélever au moins 2 échantillons.

Albanie

4-41. En Albanie, des normes de qualité concernant les eaux conchylicoles ont été instituées par un décret ministériel de 1995 et elles reposent sur les recommandations de la Commission européenne. La norme se réfère à *Escherichia coli* qui ne doit pas dépasser 2 par 100 ml dans 90% des échantillons, et 7 par 100 ml dans les 10% d'échantillons restants.

Croatie

4-42. Les eaux conchylicoles rentrent dans la classe 1 du décret de 1981 portant classement des eaux en quatre catégories d'eaux côtières. Les paramètres sont microbiologiques et physico-chimiques. En ce qui concerne les premiers, la concentration acceptable de coliformes fécaux (NPP) par 100 ml ne doit pas dépasser 100.

Chypre

4-43. A Chypre, la législation ne comprend pas de normes applicables à la qualité des eaux conchylicoles car il n'y existe pas d'eaux conchylicoles au sens propre de ce terme.

Egypte

4-44. Il n'existe pas, aux termes de la législation égyptienne, de normes ou critères réglementaires spécifiques concernant la qualité microbiologique des eaux conchylicoles ou des coquillages. Les eaux conchylicoles et les coquillages font toutefois l'objet d'un examen à intervalles réguliers selon les normes ayant cours au plan international. L'application effective de ces normes a lieu dans le cadre de procédures administratives.

France

4-45. La législation française transpose la directive CEE de 1979. En outre, une norme administrative interne (qui n'a pas de valeur réglementaire) classe les eaux conchylicoles en quatre catégories, à savoir:

A satisfaisantes	0 <i>Escherichia coli</i> par 100 ml d'eau de mer
B acceptables	1-60 <i>Escherichia coli</i> par 100 ml d'eau de mer
C douteuses	61-120 <i>Escherichia coli</i> par 100 ml d'eau de mer
D peu satisfaisantes	> 120 <i>Escherichia coli</i> par 100 ml d'eau de mer

4-46. Les coquillages destinés à la consommation doivent être conformes aux critères ci-après, et il existe des procédures détaillées pour l'interprétation des résultats:

microorganismes aérobies, 30°C	100.000 par gramme
coliformes fécaux	300 par 100 ml
streptocoques fécaux	2.500 par 100 ml
staphylocoques dorés	100 par gramme
bactéries sulfo-réductrices anaérobies	10 par gramme
salmonelles	absentes dans 25 grammes

4-47. Un décret récent (21 juillet 1995) fixe de nouveaux critères nationaux de qualité sanitaire des eaux servant à la production de coquillages vivants. Pour chaque groupe de coquillages, il existe un classement des zones en fonction de leur qualité sanitaire. Les prescriptions microbiologiques se fondent sur les dispositions de la directive 91/492/CEE du 15 juillet 1991 (voir par. 4-37 ci-dessus), à savoir:

classe A	< 300 coliformes fécaux ou 230 <i>Escherichia coli</i> par 100 g de chair
classe B	< 6000 coliformes fécaux ou 4600 <i>Escherichia coli</i> par 100 g de chair
classe C	< 60000 coliformes fécaux ou 46000 <i>Escherichia coli</i> par 100 g de chair

Grèce

4-48. La législation grecque classait à l'origine les eaux conchylicoles en trois catégories (convenables, modérément contaminées, médiocres) sur la base des concentrations de coliformes fécaux (jusqu'à 70, de 71 à 700, et au-delà de 700, respectivement) dans 100 ml d'eau de mer. Les coquillages destinés à la consommation étaient classés en trois catégories (première, deuxième, troisième classe) sur la base des concentrations d'*Escherichia coli* (jusqu'à 500, de 500 à 1500, et au-delà de 1500, respectivement) par 100 ml de chair.

4-49. Aux termes de la législation promulguée en 1986, la qualité des eaux de mer se fonde en Grèce sur la directive CEE de 1979. En plus de la norme guide de 300 coliformes fécaux par 100 ml de chair + liquide intervalvaire, la législation fixe aussi une norme impérative de 700 CF par 100 ml. Les coquillages conformes à la valeur guide sont acceptables pour la consommation humaine, ceux qui répondent à la valeur impérative doivent subir une épuration.

4-50. La qualité microbiologique des coquillages récoltés dans les eaux conchylicoles classées est fixée par un règlement ministériel publié en décembre 1994 et qui transpose les dispositions de la directive 91/492/CEE du 15 juillet 1991. Les zones et paramètres sont les mêmes que ceux exposés pour la France (par. 4-47 ci-dessus). Les coquillages récoltés dans les zones de classe A sont considérés comme propres à la consommation, ceux récoltés dans les zones de classe B nécessitent une épuration avant consommation, et ceux récoltés dans les zones de classe C nécessitent une épuration au moins deux mois avant consommation. A l'heure actuelle, il n'existe en Grèce que des zones de classe A. Il n'a pas été instauré de procédures pour la création de zones de classe B et C.

4-51. La qualité microbiologique des fruits de mer produits en petites quantités (jusqu'à 100 kg par jour) est régie par des règlements sanitaires qui stipulent que ces produits échantillonnés sur le marché ne doivent pas dépasser 5 coliformes fécaux par ml de chair considérée comme propre à la consommation. Les fruits de mer contenant entre 6 et 16 coliformes fécaux par ml de chair nécessitent une épuration, et ceux qui en contiennent plus de 16 par ml sont considérés comme impropres à la consommation.

Israël

4-52. Il n'existe pas de normes concernant les eaux conchylicoles en Israël, les coquillages n'y étant ni récoltés ni cultivés.

Italie

4-53. Bien que l'Italie n'ait pas encore fixé de valeurs pour les paramètres mentionnés dans la directive CEE de 1979, les normes microbiologiques prescrites par la législation concernant les eaux conchylicoles et les coquillages sont probablement celles qui sont les plus détaillées. Les eaux conchylicoles sont classées en zones agréées et zones conditionnelles, avec les normes suivantes:

zones agréées: l'eau de mer ne devrait pas contenir plus de 2 *Escherichia coli* par 100 ml. Jusqu'à 7 par 100 ml d'eau de mer sont tolérés dans pas plus de 10% des échantillons, à condition que les coquillages eux-mêmes satisfassent aux normes requises;

les coquillages ne devraient pas contenir plus de 4 *Escherichia coli* par ml de chair + liquide intervalvaire, et les salmonelles doivent être absentes dans 25 ml de chair + liquide intervalvaire;

zones conditionnelles: l'eau de mer ne devrait pas contenir plus de 34 *Escherichia coli* par 100 ml. Jusqu'à 49 par 100 ml sont tolérés dans pas plus de 10% des échantillons;

les coquillages ne devraient pas contenir plus de 39 *Escherichia coli* par ml de chair + liquide intervalvaire.

4-54. Les espèces susceptibles d'épuration ne sont admises à la consommation directe que si elles proviennent de zones de culture agréées. Les espèces susceptibles d'épuration provenant a) d'aires de reproduction naturelles de zones agréées et b) d'aires de culture de zones conditionnelles sont soumises obligatoirement à épuration avant consommation. Celles qui proviennent d'une aire de reproduction naturelle d'une zone conditionnelle doivent être cuites avant consommation. Les espèces non susceptibles d'épuration ne sont admises à la consommation directe que si elles proviennent de zones agréées, ou d'aires de culture de zones conditionnelles, sinon elles doivent être obligatoirement cuites.

4-55. Une commission d'experts réunie par le ministre italien de la Santé a émis des règlements visant à harmoniser la législation existante avec les dispositions de la directive 91/492/CEE de 1991. Les zones et paramètres sont les mêmes que pour la France et la Grèce, mais aux termes de la législation nationale les zones de classe A peuvent aussi être soumises à une prescription concernant les salmonelles (0 dans 25 g de chair pour les zones de classe A).

4-56. L'Italie a également des normes s'appliquant aux biotoxines algales des coquillages. Pour celles du groupe IDC, les eaux doivent contenir moins de 1000 *Dinophysis* par litre, et les coquillages doivent satisfaire à un délai de mortalité de plus de 5 heures. La valeur limite pour les toxines du groupe IPC est de 40 µg par 100 g de chair.

Libye

4-57. Il n'y a pas en Libye de normes nationales en vigueur pour les eaux conchylicoles. En attendant l'élaboration et l'adoption de ces normes, dont la procédure est actuellement en cours, la Libye observe les normes adoptées par les Parties contractantes en 1987.

Malte

4-58. Il n'existe pas de normes concernant la qualité des eaux conchylicoles dans la législation maltaise. La quantité de coquillages destinés à la consommation relève de la législation en matière de santé publique, et la vente des coquillages en consignment est interdite à moins que le responsable ne soit en possession d'un permis spécial délivré par le Surintendant de la santé publique. Il n'existe pas actuellement de permis valables pour la vente de coquillages frais (à distinguer des coquillages importés).

Maroc

4-59. Les normes et critères de qualité microbiologique concernant les eaux conchylicoles reposent généralement sur la législation française. Pour l'acceptabilité des eaux conchylicoles, la concentration des coliformes fécaux dans la chair des coquillages ne doit pas dépasser 300 par 100 ml, conformément à la directive CEE de 1979 et aux normes méditerranéennes de 1987.

Slovénie

4-60. Des instructions pour le contrôle de la qualité de l'eau pour la reproduction des coquillages figurent dans le décret slovène de 1988 sur la vaccination préventive, les diagnostics et la recherche s'y rapportant. La norme d'acceptabilité des eaux conchylicoles est de 10 coliformes fécaux par 100 ml de chair, sur la base d'un échantillonnage bimensuel.

Espagne

4-61. Aux termes de la législation espagnole, les limites d'acceptabilité des eaux conchylicoles au point de vue de leur qualité microbiologique prévoyaient que les concentrations d'*Escherichia coli* ne devaient pas dépasser 15 par 100 ml d'eau de mer dans plus de 50% des échantillons et 50 par 100 ml d'eau de mer dans plus de 10% des échantillons. Par le décret royal 38/1989, l'Espagne a fixé des valeurs pour les paramètres énumérés à l'annexe de la directive CEE de 1979. Les normes sont les mêmes que dans la directive.

4-62. Les zones conchylicoles sont désormais classées en trois classes conformément aux termes de la directive CEE de 1991, les paramètres et les valeurs limites étant les mêmes que celles mentionnées pour la France et la Grèce. Les coquillages épurés destinés à la consommation doivent satisfaire aux normes microbiologiques ci-après:

microorganismes aérobies:	jusqu'à 100.000 par gramme
<i>Escherichia coli</i>	jusqu'à 500 par litre
salmonelles	absentes dans 25 ml
streptocoques (groupe D)	jusqu'à 100 par gramme
<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	jusqu'à 100 par gramme

Tunisie

4-63. Les eaux conchylicoles sont classées en trois catégories:

zones salubres:	chair de coquillage	jusqu'à 300 coliformes fécaux par 100 ml salmonelles absentes dans 25 g
	eau	jusqu'à 2 coliformes fécaux par 100 ml.
zones conditionnelles:	chair de coquillage	jusqu'à 3900 coliformes fécaux par 100 ml
	eau	jusqu'à 34 coliformes fécaux par 100 ml
zones insalubres:	chair de coquillage	plus de 3900 coliformes fécaux par 100 ml
	eau	plus de 34 coliformes fécaux par 100 ml

Turquie

4-64. La loi sur les produits aquatiques qui est entrée en vigueur en 1971 énonce les conditions et règles générales de protection et production côtières des produits aquatiques. Les règlements concernant les produits aquatiques sont entrés en vigueur en mars 1995. Ils régissent notamment les rejets effectués dans les zones de production de poisson et de coquillages et fixent les valeurs tolérées dans les eaux réceptrices. Le ministère de la Santé est chargé de la coordination des activités liées aux produits aquatiques aux niveaux national et international. L'annexe aux règlements fixe des limites pour les activités et les substances. Les limites microbiologiques des eaux réceptrices sont:

coliformes totaux	ne doivent pas dépasser 70 par 100 ml
coliformes fécaux	ne doivent pas dépasser 10 par 100 ml
<i>Escherichia coli</i>	ne doivent pas dépasser 2 par 100 ml (valeur qui peut être portée à 7 par 100 ml)

SECTION 5

L'ETAT DE LA POLLUTION MICROBIOLOGIQUE DES ZONES COTIERES SENSIBLES DE LA MEDITERRANEE

5.1 L'ETAT DES ZONES COTIERES A USAGE RECREATIF

Le projet pilote MED VII (1976-1981)

5-1. Lors de la phase I ou pilote du programme MED POL, la composante "eaux à usage récréatif" du projet sur le contrôle de la qualité des eaux côtières a été exécuté par 30 laboratoires nationaux coopérants de 14 pays méditerranéens sous la coordination technique globale de l'OMS. C'était la première fois que la qualité microbiologique des eaux côtières de la Méditerranée faisait l'objet d'une étude à si vaste échelle. La surveillance a été réalisée entre 1976 et 1981. Au cours de cette période, ce sont au total 12.500 prélèvements d'échantillons d'eau effectués à un nombre de stations variant de 25 (1981) à 288 (1979) qui ont été soumis à analyse. Les zones échantillonnées étaient choisies en tenant compte avant tout de leur importance comme plages publiques. Cependant, l'accès par route à la zone, la distance au laboratoire d'analyse, et les besoins administratifs locaux se traduisaient par une très grande diversité entre les sites de prélèvement et les stratégies d'échantillonnage et, à l'occasion, entre les périodes de l'année au sein du même laboratoire.

5-2. Une analyse des données MED VII a servi de base à la première évaluation de la pollution microbienne de la mer Méditerranée, réalisée en 1984 (UNEP/OMS, 1985). Le tableau 5.1.1 (A) récapitule les résultats des stations ayant observé une fréquence d'au moins 10 prélèvements par an pour les critères provisoires des eaux de baignade adoptés par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone et à ses Protocoles en 1985 (50% des échantillons ne dépassant pas 100 coliformes fécaux par 100 ml et 90% ne dépassant pas 1000 coliformes fécaux par 100 ml), stations dont le nombre variant de 21 (1976) à 133 (1979). En vue d'élargir la base d'évaluation de la qualité microbiologique des eaux à usage récréatif en Méditerranée, il a été procédé à une nouvelle analyse dans le cadre de l'évaluation de 1985 en prenant également en compte les résultats de toutes les autres stations auxquelles le prélèvement était effectué au moins six fois par an (la fréquence moyenne d'échantillonnage du MED VII). Les résultats sont récapitulés sur le tableau 5.1.1 (B) (PNUE/OMS, 1985).

5-3 Au vu de ces résultats, on ne constate pas une nette tendance de l'évolution qualitative au cours de cette période. De l'analyse des résultats du projet pilote MED VII, il a été conclu (PNUE/OMS, 1985) que, bien que le choix des stations de prélèvement dans les eaux côtières à usage récréatif n'eût pas tout à fait été opéré au hasard et qu'on ne pût donc considérer que les conclusions tirées de ces stations étaient applicables partout ailleurs, le nombre et la répartition spatiale des stations d'échantillonnage et des échantillons d'eau analysés permettaient d'obtenir une évaluation fiable de la qualité microbiologique des eaux côtières à usage récréatif en Méditerranée. Il convient aussi de noter que le nombre des stations était réduit par comparaison avec le nombre total de plages de baignade en Méditerranée et qu'il existait un déséquilibre géographique dans la répartition spatiale des stations, les rives Est et Sud du bassin étant plutôt assez mal représentées.

TABLEAU 5.1.1

PREMIERE EVALUATION SOMMAIRE DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES
EAUX COTIERES A USAGE RECREATIF EN MEDITERRANEE SELON LES
CRITERES PROVISOIRES ADOPTES PAR LES PARTIES CONTRACTANTES EN 1985

(d'après PNUE/OMS, 1985)

A

STATIONS MED POL VII AYANT PRELEVE AU MOINS 10 ECHANTILLONS PAR AN

Année	Nombre de stations			
	surveillées	conformes à une limite de		satisfaisant (aux deux limites)
		50%	90%	
1976	21	16 (76%)	14 (67%)	14 (67%)
1977	40	38 (95%)	34 (85%)	34 (85%)
1978	33	30 (91%)	30 (91%)	28 (85%)
1979	133	124 (93%)	104 (78%)	104 (78%)
1980	86	79 (92%)	72 (84%)	69 (80%)

B

STATIONS MED POL VII AYANT PRELEVE AU MOINS 6 ECHANTILLONS PAR AN

Année	Nombre de stations			
	surveillées	conformes à une limite de		satisfaisant (aux deux limites)
		50%	90%	
1976	26	16 (62%)	15 (58%)	14 (54%)
1977	55	50 (91%)	46 (84%)	46 (84%)
1978	193	181 (94%)	164 (85%)	161 (83%)
1979	288	251 (87%)	201 (70%)	200 (69%)
1980	118	110 (93%)	100 (85%)	97 (82%)
1981	25	19 (76%)	20 (80%)	19 (76%)

Remarque: Les stations du tableau 5.1.1. (A) sont également incluses dans le tableau 5.1.1. (B).

Programmes nationaux de surveillance continue - MED POL - Phase II

5-4. La stratégie adoptée dans la mise en oeuvre du volet "surveillance continue" de MED POL - Phase II était radicalement différente de celle de la Phase I en ce que, au lieu de constituer un programme international auquel les institutions participaient sur une base distincte, indépendamment des programmes similaires existant au plan national, le volet visait maintenant à renforcer les programmes de surveillance nationaux déjà existants et à aider à la création de tels programmes lorsqu'il n'en existait pas encore. Cette aide était octroyée dans le cadre d'accords globaux entre le PNUE en tant qu'organe de coordination du MED POL d'une part et les autorités nationales compétentes d'autre part par l'entremise desquelles le pays concerné fournissait des détails sur les programmes existants et prévus sur une base annuelle et soumettait les résultats au PNUE sous forme de données brutes. De tels accords n'étaient pas signés avec les pays plus développés, ces derniers étant considérés comme n'ayant pas besoin de cette forme d'assistance, si bien qu'aucune donnée brute n'était communiquée de leur part.

5-5. Il s'ensuit que, dans le cas des pays méditerranéens soumettant des données brutes de leur surveillance continue MED POL (Albanie, Algérie, Croatie, Chypre, Egypte, Israël, Liban, Malte, Maroc, Slovaquie, Syrie, Tunisie, Turquie et - jusqu'en 1990 - Yougoslavie), l'évaluation de la qualité microbiologique des eaux côtières à usage récréatif repose sur la conformité ou non aux critères provisoires pour les eaux de baignade adoptés en 1985 par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone et à ses Protocoles (PNUE, 1985a). Par contre, dans le cas des quatre pays méditerranéens membres de la CE (Espagne, France, Grèce, Italie), une évaluation similaire doit se fonder sur les rapports qu'ils soumettent à la Communauté européenne aux termes de la directive de 1976 concernant la qualité des eaux de baignade (CE, 1976) et dont les normes prescrites ne sont pas les mêmes. De ce fait, il n'est pas possible d'établir une comparaison directe entre les deux ensembles de données traitées.

Evaluation provisoire des données MED POL

5-6. Une évaluation préliminaire de la qualité microbiologique des plages d'agrément dans les pays soumettant des données au MED POL (PNUE, 1989) a été réalisée sur la base des données obtenues de 1983 à 1987. Ces données représentaient au total 9682 échantillons prélevés à 289 stations dans sept pays (Algérie, Chypre, Israël, Liban, Malte, Maroc et Yougoslavie), les détails étant récapitulés sur les tableau 5.1.2. Il convient de noter que, pour chaque pays, le nombre de stations représente le maximum de stations opérationnelles au cours de l'une des cinq années considérées. Dans la plupart des pays, on enregistre des fluctuations du nombre et de l'emplacement des stations, ainsi que du nombre des échantillons d'eau analysés au cours de ces cinq années. Les résultats de l'évaluation, là encore réalisée sur la base des critères provisoires adoptés par les Parties contractantes en 1985, sont reproduits sur le tableau 5.1.3. Il est à remarquer que, dans cette évaluation, on ne retenait que les stations ayant effectué au moins 6 prélèvements par an, autrement dit un nombre de stations considéré comme respectant les limites de coliformes fécaux mais ne satisfaisant pas à la fréquence minimale requise de dix échantillonnages par an.

TABLEAU 5.1.2

TABLEAU RECAPITULATIF DES DONNEES DE LA SURVEILLANCE CONCERNANT LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX A USAGE RECREATIF SOUMISES PAR SEPT PAYS MEDITERRANEENS DANS LE CADRE DU VOLET "SURVEILLANCE CONTINUE" DE MED POL - PHASE II, 1983-1987

(d'après PNUE, 1989)

			Nombre d'échantillons d'eau analysés
Algérie	1986 - 1987	19	60
Chypre	1983 - 1987	125	3182
Israël	1983 - 1987	43	2667
Liban	1984 - 1987	8	243
Malte	1983 - 1987	11	241
Maroc	1983 - 1987	2	54
Yougoslavie	1983 - 1987	81	3235
Total		289	9682

TABLEAU 5.1.3

EVALUATION PROVISOIRE DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX A USAGE RECREATIF DANS SEPT PAYS MEDITERRANEENS, 1983-1987, SUR LA BASE DES CRITERES PROVISOIRES ADOPTES EN 1985 PAR LES PARTIES CONTRACTANTES

STATIONS EFFECTUANT AU MOINS SIX ECHANTILLONNAGES PAR AN

(d'après PNUE, 1989)

Année	Stations surveillées	Echantillons analysés	Fréquence moyenne d'échantillonnage	Stations conformes		Stations conformes CF50+CF90
				CF50	CF90	
1983	50	524	10	43 (86%)	39 (78%)	39 (78%)
1984	133	1755	13	120 (90%)	111 (83%)	108 (81%)
1985	128	2178	17	115 (90%)	104 (81%)	102 (80%)
1986	238	3048	13	216 (92%)	200 (84%)	200 (84%)
1987	150	1908	13	145 (97%)	145 (97%)	144 (96%)

5-7. Dans l'évaluation provisoire de ces résultats effectuée en 1989, il était conclu que les chiffres indiquaient une proportion de stations d'échantillonnage satisfaisant aux critères provisoires légèrement supérieure à la proportion correspondante de la Phase I de MED POL (tableaux 5.1.1. A et B). Toutefois, on faisait aussi remarquer que l'inégale répartition des stations d'échantillonnage constatée dans l'évaluation, et notamment le manque d'informations concernant des Etats méditerranéens exécutant de vastes programmes de surveillance de la qualité des eaux côtières, ne permettait pas de tirer de conclusions précises quant aux tendances possibles de la qualité des eaux côtières au cours des deux phases du MED POL.

5-8. De fait, le chiffre de 96% de conformité enregistré en 1987 doit être apprécié en tenant compte du fait que cette valeur repose sur un nombre relativement restreint de stations d'échantillonnage dont la plupart sont situées dans un seul et même Etat méditerranéen. Si l'on met ce chiffre de côté, la situation générale au cours de la période 1983-1987 ne semble guère différer de celle qui régnait en 1976-1981. Du fait de cette importante disparité entre les pays et les emplacements des stations, on ne peut, en aucun cas, établir de comparaisons fiables entre les deux groupes de données.

Présente évaluation

5-9. La présente évaluation a été effectuée sur la base des données de la surveillance MED POL recueillies depuis le début de la Phase II jusqu'à ce jour. Elle couvre la période allant de 1983 à 1992. Les données pour 1992 et 1993 n'ont pas été incluses car elles n'ont été disponibles que pour deux pays. Les données ont été obtenues des sept pays qui avaient déjà contribué à l'évaluation provisoire de 1989, avec quatre autres pays (Albanie, Egypte, Syrie et Tunisie) qui ont commencé à communiquer leurs résultats après l'évaluation provisoire. Les résultats provenant de la Yougoslavie ont été remplacés en partie par les résultats correspondants de la Croatie, les emplacements précis des stations restant pratiquement les mêmes. Les données soumises par les pays sont détaillées sur le tableau 5.1.4 sous a) dans leur ensemble et sous b) par pays. Les données ont été informatisées et traitées par l'Unité de coordination du Plan d'action pour la Méditerranée. Lors de l'évaluation de ces données, les stations ont été classées comme "satisfaisantes" (autrement dit respectant pleinement les critères provisoires) que si elles satisfaisaient aux trois conditions requises: fréquence (au moins 10 prélèvements par an), CF50 (50% des échantillons ne dépassant pas 100 coliformes fécaux par 100 ml) et CF90 (90% des échantillons ne dépassant pas 1000 coliformes fécaux par 100 ml).

5-10. Le tableau 5.1.5 présente les résultats. Le nombre de stations satisfaisant à chaque paramètre distinct est donné en colonne séparée, suivi du nombre de stations satisfaisant aux seuls paramètres microbiologiques (indépendamment de la fréquence) et enfin du nombre de stations satisfaisant aux trois paramètres et qui sont classées comme satisfaisantes. Tous les pourcentages portent sur l'ensemble des stations effectivement contrôlées. Le facteur qui grève le plus la conformité est la fréquence, ce qui explique la différence entre les deux dernières colonnes du tableau. Sur la base de la conformité totale aux trois paramètres des critères provisoires, le pourcentage de stations satisfaisantes varie de 28,8% en 1985 à 71,2% en 1991. Si l'on considère uniquement la conformité aux paramètres microbiologiques en laissant de côté la fréquence, cette conformité, comme le montre l'avant-dernière colonne, varie de 91,4% en 1983 à 84,4% en 1986. Mais le chiffre de 1983 doit être apprécié en tenant compte de ce que, cette année-là, la grande masse des données concernaient deux pays ayant des plages de qualité relativement élevée.

TABLEAU 5.1.4

TABLEAU RECAPITULATIF DES DONNEES DE LA SURVEILLANCE DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX A USAGE RECREATIF SOUMISES PAR TREIZE PAYS MEDITERRANEENS DANS LE CADRE DU VOLET "SURVEILLANCE CONTINUE" DE MED POL - PHASE II, 1983-1984

A. ENSEMBLE DES DONNEES

Année	Nombre de pays	Pays soumettant les données de leur surveillance	Nombre de stations de prélèvement	Nombre d'éch. analysés
1983	5	ISR,MAL,MAR,TUR,YOU	139	1358
1984	6	ISR,LIB,MALT,MAR,TUR,YOU	183	2035
1985	7	CHY,ISR,LIB,MAL,MAR,TUR,YOU	344	2717
1986	7	ALG,CHY,ISR,LIB,MAL,MAR,YOU	352	3903
1987	7	ALG,CHY,ISR,LIB,MAL,MAR,YOU	353	3908
1988	7	ALG,CHY,EGY,ISR,LIB,MAL,MAR,TUN,YOU	354	4326
1989	9	AL,CHY,EGY,ISR,LIB,MAL,MAR,YOU	414	5041
1990	7	ALG,CHY,EGY,ISR,MAL,MAR,YOU	376	4725
1991	6	CHY,EGY,ISR,MAL,SYR,YOU	389	5112
1992	5	ALB,CRO,CHY,SYR,TUN	404	5006
1993	2	ALB,CHY	195	2786
1994	2	ALB,CHY	43	149
	13			41065

B. DONNEES PAR PAYS

Pays	Période	Nombre de stations contrôlées	Nombre d'échantillons analysés
Albanie	1992 - 1994	44	718
Algérie	1986 - 1990	19	162
Croatie	1992	59	634
Chypre	1983 - 1992	154	17816
Egypte	1989 - 1991	14	61
Israël	1983 - 1991	70	7849
Liban	1984 - 1989	8	309
Malte	1983 - 1991	12	656
Maroc	1983 - 1990	24	456
Syrie	1992, 1994	32	388
Tunisie	1989, 1992	111	2100
Turquie	1983 - 1985	16	201
Yougosl.	1983 - 1991	138	9715
Total		642 *	41065

* Le total ne comprend pas 59 stations croates déjà recensées avec la Yougoslavie.

TABLEAU 5.1.5

**EVALUATION COMPARATIVE, 1983-1992, DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX COTIERES A USAGE RECREATIF
DANS TREIZE PAYS MEDITERRANEENS, SUR LA BASE DES CRITERES PROVISOIRES ADOPTES EN 1985 PAR LES PARTIES
CONTRACTANTES, INDIQUANT LA CONFORMITE AUX DIVERS PARAMETRES EXPRIMEE EN POURCENTAGE DU NOMBRE
TOTAL DE STATIONS CONTROLEES**

Année	Nombre de pays soumettant des données	Nombre de stations contrôlées	Nombre de stations satisfaisant à			Nombre de stations satisfaisant à CF50+CF90	Nombre de stations satisfais.
			la fréquence	CF50	CF90		
1983	5	139	56 (40,3%)	128 (92,1%)	128 (92,1%)	127 (91,4%)	50 (36,0%)
1984	6	183	97 (53,0%)	165 (90,2%)	165 (90,2%)	159 (86,9%)	85 (46,4%)
1985	7	344	118 (34,3%)	316 (92,0%)	311 (90,4%)	307 (89,2%)	99 (28,8%)
1986	7	352	220 (62,5%)	304 (86,4%)	304 (86,4%)	297 (84,4%)	191 (54,3%)
1987	7	353	241 (68,3%)	314 (89,0%)	318 (90,1%)	300 (85,0%)	221 (62,6%)
1988	7	354	256 (72,3%)	322 (91,0%)	315 (89,0%)	308 (87,0%)	227 (64,1%)
1989	9	414	275 (66,4%)	369 (89,1%)	362 (87,4%)	353 (85,3%)	248 (59,9%)
1990	7	376	286 (76,1%)	366 (97,3%)	367 (97,6%)	354 (94,1%)	263 (69,9%)
1991	6	389	285 (73,3%)	348 (89,5%)	342 (87,9%)	331 (85,1%)	277 (71,2%)
1992	5	404	269 (66,6%)	346 (85,6%)	289 (71,5%)	279 (69,1%)	208 (51,5%)

5-11. Il n'est pas possible de parvenir à une interprétation précise des résultats 1983-1992 du MED POL, et ce pour plusieurs raisons dont l'une des principales tient à la méthode d'évaluation globale qui a été adoptée en vue de préserver la confidentialité des résultats de chaque pays, comme cela a été le cas depuis le lancement du programme en 1975. L'interprétation de ces résultats globaux est entachée par les facteurs suivants:

un certain nombre de pays ont soumis des données correspondant à des périodes différentes entre 1983 et 1992. En raison du regroupement de ces données, on a obtenu des résultats différents d'une année à l'autre concernant le nombre de pays et les divers pays concernés;

la quantité de données soumise présente des variations considérables selon les divers pays;

le nombre et l'emplacement des stations surveillées par plusieurs des pays varient également d'une année à l'autre;

il existe une variation importante de la fréquence de prélèvement entre les diverses stations, une proportion considérable de celles-ci n'observant pas la fréquence requise de prélèvements.

5-12. On peut estimer que le nombre et le pourcentage de stations satisfaisantes, indiqués à la dernière colonne du tableau 5.1.5, rendent compte de la situation par rapport aux prescriptions strictes des normes provisoires adoptées en 1985 par les Parties contractantes. Comme on l'a déjà observé, le principal facteur limitant la conformité est la fréquence des prélèvements. On peut considérer que si cette prescription particulière n'est pas prise en compte, les pourcentages indiqués à l'avant-dernière colonne du tableau 5.1.5 pourraient être retenus comme une meilleure indication de la qualité des eaux côtières relevant des pays en question. Cependant, la fréquence requise est d'une importance considérable puisque l'on ne saurait évaluer correctement la qualité des stations si un certain nombre d'échantillons n'y sont pas prélevés tout au long de l'année, et notamment lors de la saison de baignade. La situation réelle se situe vraisemblablement entre les deux ensembles de pourcentages. Un autre facteur dont il convient de tenir compte est que tous les pourcentages ont trait à des stations de surveillance désignées officiellement. Or, on ignore le degré de correspondance entre le nombre de celles-ci et le nombre des zones de baignade, y compris celles qui ne sont pas surveillées.

5-13. Les pourcentages de plages de baignade satisfaisant pleinement aux critères provisoires de 1985 (indiqués à la dernière colonne du tableau 5.1.5) paraissent présenter une tendance légère à la hausse quand on les compare sur l'ensemble de la période 1983-1992. Mais il est difficile de confirmer cette tendance sur la base des données actuelles, comme on l'a déjà expliqué au paragraphe 5-11 ci-dessus.

5-14. Quant à la conclusion selon laquelle, dans l'ensemble, dans les treize pays méditerranéens communiquant leurs données à l'Unité de coordination du Plan d'action pour la Méditerranée dans le cadre des accords MED POL, une proportion assez importante des plages ne satisfont pas aux critères de qualité du milieu adoptés en 1985 par les Parties contractantes, il convient de l'envisager en tenant compte du fait que bon nombre de ces plages ont été jugées non conformes en raison de la fréquence insuffisante des prélèvements qui y sont opérés. La conformité à la fréquence requise a varié de 34,3% en 1985 à 76,1% en 1990, soit une fréquence moyenne globale de 61,1% sur l'ensemble de la période de dix ans. Ces chiffres soulignent la nécessité d'améliorer cet aspect de la surveillance afin d'obtenir une évaluation plus correcte.

Qualité des eaux de baignade dans les Etats méditerranéens membres de la CE

5-15. Les quatre Etats méditerranéens membres de la CE (Espagne, France, Grèce et Italie) soumettent à la Communauté des rapports annuels sur la qualité microbiologique de leurs eaux côtières à usage récréatif en vertu de la directive de 1975 concernant la qualité des eaux de baignade. Les renseignements fournis pour la période de 1983 à 1987 (lesquels, dans un certain nombre de cas, n'ont été que partiels et n'ont pu être présentés en tableaux significatifs) indiquent, pour la France, que le nombre des stations de surveillance ayant une eau de qualité acceptable (A, AB ou B) a augmenté de 76,4% en 1983 à 83% en 1987, avec une réduction correspondante des stations ayant une eau de qualité inférieure (23,5% en 1983 à 16,7% en 1987). Dans le cas des 606 stations marines côtières échantillonnées au moins dix fois par an, le rapport "stations de qualité acceptable (A,B)/stations de qualité inférieure (C,D)" est passé de 55,8%/44,2% en 1980 à 81,0%/19,0% en 1988 (France, 1989). Pour la Grèce, les résultats de la période considérée ne sont disponibles que pour 1987 et se limitent à l'Attique où 77,7% des stations échantillonnées au moins 5 fois par an se sont avérées conformes aux prescriptions. En Italie, le nombre de stations conformes aux critères nationaux (fondés sur la directive mais en plus rigoureux) présentent une augmentation constante de 68% en 1984 à 89,3% en 1989 (Italie, 1990). La seule tendance négative a été enregistrée en Espagne où le nombre de stations avec une eau de haute qualité (A2) a régressé de 65,2% en 1986 à 51,0% en 1987.

5-16. Les relevés sont plus complets à partir de 1988, et une évaluation du degré de conformité aux valeurs impératives des paramètres microbiologiques de la directive de 1976 (95% des échantillons ne devant pas dépasser 10.000 coliformes totaux et 2.000 coliformes fécaux par 100 ml) des plages de baignade d'Espagne, France, Grèce et Italie pour la période de 1988 à 1994 indique que le respect des valeurs limites de ces deux paramètres, exprimé en pourcentage du nombre total de plages recensées, a varié entre 79 et 91% en France, 88 et 97% en Grèce (où le nombre total de plages recensées n'a été communiqué qu'à partir de 1991 et où les pourcentages pour 1988-1990 reposent sur les stations effectivement contrôlées), entre 70 et 92% en Italie, et entre 80 et 96% en Espagne. Dans l'ensemble, une tendance nettement positive se dégage de cette période de six ans. Le nombre de stations surveillées a également augmenté constamment de 1988 à 1994, passant de 1663 à 1853 en France, de 247 à 1259 en Grèce, de 3115 à 4173 en Italie, et de 985 à 1479 en Espagne. Il n'est pas possible de convertir ces résultats pour les différents pays en chiffres globaux car, au cours des trois premières années de la période considérée, le nombre total de plages recensées n'est disponible que pour trois des quatre pays.

5-17. La norme CE la plus proche des critères méditerranéens de 1985 est la valeur guide pour les coliformes fécaux (80% des échantillons ne devant pas dépasser 100 par 100 ml). La conformité à cette norme implique aussi la conformité à la valeur impérative (95% des échantillons ne devant pas dépasser 2000 par 100 ml). Les relevés du respect de cette norme sont disponibles à partir de 1991, et à part les résultats donnés dans chacun des rapports annuels, ceux de la période 1991-1994 sont également récapitulés dans le rapport concernant la saison 1994 (CE, 1995). Une évaluation de cette période, indiquant la conformité aux valeurs guides de la CEE pour les coliformes totaux et fécaux, est donnée sur le tableau 5.1.6. Le chiffre des stations conformes est exprimé en pourcentage du nombre total de plages recensées. La conformité a varié de 58,4 à 69,4% en France, de 85,0 à 94,9% en Grèce, de 81,0 à 85,4% en Italie, et de 68,3 à 83,4% en Espagne. Dans l'ensemble, la conformité aux valeurs guides a enregistré une hausse légère mais constante au cours de cette période de quatre ans, passant de 78,1% en 1981 à 80,4% en 1994.

TABLEAU 5.1.6

**EVALUATION COMPARATIVE, 1991-1994, DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE
DES EAUX COTIERES A USAGE RECREATIF DANS LES ETATS MEDITERRANEENS
MEMBRES DE LA CE SELON LES NORMES GUIDES DE LA DIRECTIVE CEE DE 1976
CONCERNANT A) LES COLIFORMES ET (B) LES STREPTOCOQUES FECAUX,
EXPRIMES EN POURCENTAGE DU NOMBRE TOTAL DE ZONES
DE BAINNADE RECENSEES**

(compilé d'après un rapport de la Commission européenne, 1995a)

Pays	Année	Zones de baignade recensées	Stations conformes aux valeurs guides pour les coliformes CT80 + CF80	Stations conformes aux valeurs guides pour les streptocoques fécaux SF90
France	1991	1556	1053 (67,7%)	1145 (73,6%)
	1992	1934	1129 (58,4%)	1184 (61,2%)
	1993	1856	1201 (64,7%)	1305 (70,3%)
	1994	1870	1298 (69,4%)	1285 (68,7%)
Grèce	1991	1097	932 (85,0%)	-
	1992	1203	1142 (94,9%)	1166 (96,9%)
	1993	1250	1170 (93,6%)	1246 (99,7%)
	1994	1282	1167 (91,0%)	1258 (98,1%)
Italie	1991	3824	3205 (83,8%)	3425 (89,6%)
	1992	4033	3444 (85,4%)	3690 (91,5%)
	1993	4288	3516 (82,0%)	3964 (92,4%)
	1994	4543	3680 (81,0%)	4229 (93,1%)
Espagne	1991	1303	890 (68,3%)	574 (44,1%)
	1992	1335	980 (73,4%)	743 (55,7%)
	1993	1405	1121 (79,8%)	1091 (77,7%)
	1994	1490	1243 (83,4%)	1153 (78,0%)

5-18. Les paramètres guides de la CE comprennent aussi les streptocoques fécaux (90% des échantillons ne devant pas dépasser 100 par 100 ml). Dans la nouvelle proposition de directive du Conseil concernant la qualité des eaux de baignade (CE, 1994b) qui, sous sa forme finale, devrait remplacer la directive de 1976, la valeur guide de 100 streptocoques fécaux par 100 ml a été maintenue, mais la limite de conformité est désormais fixée à 80% (au lieu de 90%). De plus, une nouvelle valeur impérative de 400 par 100 ml, avec une limite de conformité de 95%, a été introduite. Le tableau 5.1.6 indique aussi les pourcentages de

conformité à la valeur guide pour ce paramètre. D'un point de vue comparatif, il n'y a pas de conclusion précise à laquelle on puisse parvenir à propos de ces données, le degré de conformité enregistré pour les streptocoques fécaux étant meilleur que pour les coliformes totaux et fécaux dans certains cas, et inversement dans d'autres.

5-19. Une évaluation globale de la conformité comparée: a) aux valeurs impératives pour les coliformes fécaux (CT95+CF95), b) aux valeurs guides pour les coliformes (CT80+CF80) et c) aux valeurs guides pour les streptocoques (SF90) pour la période 1991-1994, est donnée sur le tableau 5.1.7. Du fait de la différence dans le nombre de stations surveillées pour les divers paramètres, le degré de conformité a été, là encore, exprimé en pourcentage du nombre total de plages recensées, plutôt qu'en nombre de stations effectivement surveillées pour chaque paramètre en question. Mis à part la conformité à la seule valeur impérative pour les coliformes, qui est restée pratiquement stable juste au-dessus du niveau de 89%, la conformité aux valeurs guides pour les coliformes et pour les streptocoques fécaux a présenté une augmentation, plus prononcée dans le cas de ces derniers, au cours de la période de quatre ans considérée.

TABLE 5.1.7

EVALUATION COMPARATIVE GLOBALE, 1991-1994, DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX COTIERES A USAGE RECREATIF DES ETATS MEDITERRANEENS MEMBRES DE LA CE, QUANT A LEUR CONFORMITE (A) AUX VALEURS IMPERATIVES POUR LES COLIFORMES, (B) AUX VALEURS GUIDES POUR LES COLIFORMES ET (C) AUX VALEURS GUIDES POUR LES STREPTOCOQUES FECAUX DE LA DIRECTIVE CEE DE 1976, EXPRIMEE EN POURCENTAGE DU NOMBRE TOTAL DE ZONES DE BAINADE RECENSEES

(compilé d'après un rapport de la Commission européenne, 1995a)

Année	Zones de baignade recensées	Stations conformes aux valeurs impératives pour les coliformes CT95 + CF95	Stations conformes aux valeurs guides pour les coliformes CT80 + CF80	Stations conformes aux valeurs guides pour les streptocoques FS90
1991	7780	6938 (89,2%)	6080 (78,1%)	5144 (66,1%)*
1992	8505	7623 (89,6%)	6695 (78,7%)	6783 (79,8%)
1993	8799	7836 (89,1%)	7008 (79,6%)	7606 (86,4%)
1994	9185	8261 (89,9%)	7388 (80,4%)	7925 (86,3%)

* Seule la Grèce n'a pas soumis de résultats pour les streptocoques fécaux en 1991. Pour les trois autres pays réunis, le degré de conformité devrait être de 5144 stations sur un total de 6683 zones de baignade recensées, soit 70%.

5-20. Dans tous les rapports de la CE sur la qualité des eaux de baignade, les données de la France et de l'Espagne ne donnent pas lieu à une subdivision en côtes méditerranéennes et côtes non méditerranéennes, et les données présentées sur les tableaux pertinents (5.1.6 et 5.1.7) l'illustrent. Pour ces deux pays, le nombre total de zones de baignade recensées et de stations surveillées comprend par conséquent des parties du littoral de l'Atlantique et de la mer du Nord. Dans le cas de la France, le littoral méditerranéen contient approximativement un tiers du nombre total de plages de baignade du pays, mais la norme globale est très voisine, si bien que l'état général de l'ensemble des plages françaises donne une image assez exacte de celle des plages méditerranéennes. On n'estime donc pas que l'inclusion d'une certaine proportion de données non méditerranéennes fausse sensiblement l'appréciation de la qualité des eaux de baignade dans la partie de la Méditerranée bordée par les façades littorales des quatre Etats membres.

5-21. En raison des différences de paramètres, normes numériques et limites de conformité existant entre les critères provisoires méditerranéens de 1985 et la directive CEE de 1976, on ne peut procéder à aucune comparaison directe entre les deux groupes de données. Comme on l'a déjà dit, la norme CE la plus proche de la norme provisoire conjointe méditerranéenne de 1985 (50% des échantillons ne devant pas dépasser 100 coliformes fécaux par 100 ml, et 90% 1000 par 100 ml) est la valeur guide pour les coliformes fécaux. Mais cette norme spécifie toutefois que 80% au moins des échantillons devraient ne pas dépasser 100 colonies par 100 ml et, comme elle inclue aussi la valeur impérative, que 95% ne devraient pas dépasser 2000, si bien que les deux normes ne sont pas directement comparables au plan numérique. La comparabilité est encore compliquée par le fait que les stations satisfaisant aux normes peuvent être exprimées en pourcentage soit du nombre de stations effectivement échantillonnées à la fréquence minimale réglementaire soit du nombre total de plages de baignade recensées. La seule distinction que l'on puisse établir concerne le nombre total de stations de surveillance officiellement désignées (ce qui n'est pas tout à fait la même chose que celui des plages de baignade recensées) et les stations surveillées à une fréquence égale ou supérieure à la fréquence minimale. Entre 1983 et 1992, le plus fort pourcentage de stations désignées surveillées à la fréquence minimale a été de 76,1% et a été enregistré en 1990, et la moyenne générale se situe juste au-dessus de 61%. De plus, la fréquence requise n'est pas tout à fait la même puisque la directive CEE stipule un échantillonnage bimensuel au cours de la saison de baignade alors que la norme méditerranéenne de 1985 stipule un minimum de dix échantillonnages par an. Par conséquent, tout essai de confrontation des deux ensembles de données sur les coliformes fécaux n'aurait aucune portée pratique et ne pourrait conduire qu'à une erreur d'interprétation.

5-22. C'est pourquoi il convient de procéder sur une base double à l'évaluation de la qualité des eaux microbiologiques des eaux de baignade en Méditerranée. La zone délimitée par le littoral des quatre Etats membres de la CE comprend l'ensemble de la région nord-ouest depuis le détroit de Gibraltar jusqu'au golfe de Trieste dans le nord-est de l'Adriatique, et le littoral grec depuis la mer Ionienne jusqu'à la mer Egée, îles comprises. La zone couverte par ce qu'on peut appeler le "groupe MED POL" couvre le reste de la Méditerranée, soit l'est de l'Adriatique, la côte est de la mer Egée, les rives est et sud, et les îles de Chypre et de Malte.

5-23. Néanmoins, on peut tirer un certain nombre de conclusions. Comme on l'a dit précédemment en références aux divers tableaux, il est évident que, en termes de conformité aux normes fixées, la qualité des eaux de baignade dans la zone couverte par les quatre Etats membres de la CE a enregistré une tendance positive aux cours des dernières années. Ce fait est illustré notamment par les pourcentages de stations satisfaisant aux valeurs guides pour les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux (tableaux 5.1.6 et 5.1.7). En outre, le nombre de plages surveillées à une fréquence égale ou supérieure à la fréquence minimale prescrite, en relation avec le nombre total de zones de baignade recensées, est très élevé, tout comme l'est le nombre absolu de stations surveillées (même en tenant compte de la proportion de plages françaises et espagnoles non méditerranéennes qui entrent dans le total général).

5-24. En revanche, le tableau paraît quelque peu différent pour le reste de la Méditerranée. Si la conformité à la norme de 1985 semble être assez considérable sur la base des seuls paramètres microbiologiques (voir l'avant-dernière colonne du tableau 5.1.5), les pourcentages en question sont sérieusement entachés par le fait qu'un nombre important des stations n'ont pas été surveillées à la fréquence minimale requise et, si l'on se fonde sur l'observation stricte de toutes les prescriptions, le tableau qui se dégage est tout à fait différent (voir la dernière colonne du tableau 5.1.5). Dans les deux cas, aucune tendance générale ne peut être confirmée. Le manquement à la prescription de fréquence minimale constitue donc l'une des grandes déficiences. De plus, le nombre total de zones de surveillance officiellement désignées est réduit par comparaison avec la situation de la zone CE.

5-25. Il convient de souligner que les remarques formulées aux paragraphes précédents s'appliquent uniquement au total des données regroupées des treize pays. Elles ne visent absolument pas la situation de tel ou tel des pays concernés, dont certains possèdent des plages ayant des eaux de baignade de haute qualité qui sont le plus souvent échantillonnées à une fréquence égale ou supérieure à la fréquence minimale requise. De plus, il y a lieu de considérer que les données soumises par les divers pays participant au MED POL, bien qu'elles le soient dans le cadre d'accords appelés "programmes nationaux de surveillance continue", ne constituent en aucun cas le programme national officiel ou légalement reconnu de surveillance de la qualité des eaux de baignade du pays en question. Il existe au moins un pays dans lequel un vaste programme de surveillance de la qualité des eaux de baignade est opérationnel depuis une époque bien antérieure au Plan d'action pour la Méditerranée et, cependant, les seules données soumises au MED POL, proviennent d'un programme spécial bien plus restreint administré par des autorités nationales différentes. Dans un autre pays, des programmes indépendants concernant la qualité de l'eau sont mis en oeuvre par diverses autorités municipales, et les données qui en proviennent ne sont pas mises à la disposition du pouvoir central, ni au MED POL par conséquent. Ce sont là, parmi d'autres, des cas qui illustrent le manque de liaison entre les diverses autorités nationales dans les divers pays et qui confirment qu'il n'est pas possible de tirer des conclusions fermes sur la qualité des eaux de baignade dans les parties de la Méditerranée bordées par des Etats non membres de la CE sur la seule base des données soumises.

5.2 L'ETAT DES ZONES CONCHYLICOLES

Le projet pilote MED POL VII (1976-1981)

5-26. Au cours du projet pilote sur le contrôle de la qualité des eaux côtières (MED VII), six laboratoires coopérants de quatre Etats méditerranéens ont surveillé des eaux conchylicoles. La surveillance a démarré à la fin 1976, parallèlement à la surveillance des eaux à usage récréatif, et elle a pris fin en mars 1981. Tous les participants ont mis en oeuvre un même programme minimal, afin de permettre la comparaison des résultats. En fait, les programmes de surveillance ont été supérieurs à ceux qui étaient requis car ils incluaient davantage de paramètres (WHO/UNEP, 1981). Le choix des zones de prélèvement ainsi que le nombre des stations d'échantillonnage étaient avant tout déterminés par la localisation et l'organisation des zones conchylicoles déjà existantes, si bien que l'on estimait que les conclusions tirées du programme de surveillance continue mis en oeuvre dans ces zones conchylicoles de la Méditerranée ne pouvaient pas s'appliquer à l'ensemble d'entre elles. Cependant, compte tenu du nombre et de la répartition spatiale des laboratoires coopérants, on a jugé que ces mêmes conclusions pouvaient constituer une indication précieuse sur la situation régnant à l'époque parmi les zones conchylicoles de la Méditerranée (PNUE/OMS, 1985).

5-27. Lors de l'exécution du projet, 2300 échantillons d'eau et de coquillages provenant de cinquante stations de prélèvement ont été analysés. La moyenne d'échantillons d'eau analysés à chaque station a été estimée à 10 par an, bien que les fréquences de prélèvement aient grandement varié selon les stations tant au sein de la zone surveillée par un laboratoire donné qu'entre les zones des différents laboratoires. Les paramètres de base utilisés pour évaluer la qualité microbiologique des eaux conchylicoles étaient quatre indicateurs de la pollution par les eaux usées: les coliformes totaux, les coliformes fécaux, les streptocoques fécaux et les bactéries hétérotrophes totales. De plus, d'autres paramètres microbiologiques étaient déterminés, et notamment par l'analyse qualitative et quantitative des vibrions (comme *vibrio parahaemolyticus*), salmonelles et virus.

5-28. Dans l'évaluation de la pollution microbienne en mer Méditerranée (PNUE/OMS, 1985), les critères provisoires PNUE/OMS proposés (voir la section 4 du document) ont servi de base à l'évaluation de la qualité microbiologique des eaux conchylicoles et des coquillages. Les résultats de cette évaluation sont récapitulés sur le tableau 5.2.1(A). Plus concrètement, dans le processus d'évaluation, on a retenu comme facteur limitatif le chiffre de 2 coliformes fécaux par g de chair de coquillage. Par conséquent, toute station de prélèvement satisfaisant à cette norme ainsi qu'à la norme correspondante de qualité des eaux conchylicoles, était jugée satisfaisante pour la vente directe de coquillages sans nettoyage ou épuration supplémentaire, au cours de la période annuelle considérée. Seules les stations effectuant au moins dix analyses par année étaient retenues pour cette évaluation particulière (PNUE/OMS, 1985).

5-29. Une analyse du tableau 5.2.1 (A) fait clairement ressortir l'influence marquée que la limitation microbiologique a eue sur le classement de la chair de coquillage lors de l'évaluation d'une station de prélèvement. Si le pourcentage de stations jugées satisfaisantes du point de vue de la qualité microbiologique de leur eau se situait entre 47 et 76% selon l'année, celles jugées satisfaisantes au point de vue de la chair de coquillage se situait entre 0 et 21% au cours de la période en question. Le pourcentage de stations satisfaisant aux deux normes (eau et coquillage) se situait entre 0 et 10% (PNUE/OMS, 1985). Dans une nouvelle évaluation se fondant sur les mêmes critères microbiologiques, on a retenu toutes les stations

ayant effectué au moins six échantillonnages d'eau et de coquillage par an (tableau 5.2.1 (B)). On a obtenu un profil identique, 52 à 86% des stations satisfaisant à la norme pour l'eau, et 0 à 9% à la norme pour les coquillages.

5-30. Les données ont été également analysées sur la base de la conformité aux critères CEE (CE, 1979) stipulant comme valeur guide que le nombre de coliformes fécaux dans 100 ml de (chair de coquillage + liquide intervalvaire) ne devait pas dépasser 300 dans 75% des échantillons prélevés tous les trois mois (ou quatre fois par an). Les résultats de cette évaluation (PNUE/OMS, 1985) sont reproduits sur les tableaux 5.2.2 (A) et 5.2.2 (B). Les deux tableaux offrent un profil presque identique, le pourcentage de stations satisfaisantes au point de vue de la qualité de l'eau dans les deux cas (au moins 10 et au moins 6 prélèvements par an, respectivement) se situant entre 0 et 71%.

5-31. Une comparaison des deux types de normes (normes méditerranéennes de 1985 et normes CEE de 1979) pour les eaux conchylicoles, en fonction de la conformité des stations MED POL 1976-1981 aux unes et aux autres, montre que les normes CEE paraissent être plus rigoureuses. Sur les stations MED POL ayant effectué au moins 10 échantillonnages par an, le taux de conformité aux normes méditerranéennes proposées a varié de 47 à 76% au cours de la période considérée, soit un taux moyen de 63%, alors que le taux de conformité des mêmes stations aux normes CEE a varié de 0 à 71%, soit un taux moyen de 40%. La validité des moyennes doit être considérée avec une certaine réserve du fait que le nombre (et dans certains cas l'emplacement) des stations a varié d'une année à l'autre. Les écarts de conformité enregistrés doivent être appréciés en tenant compte du fait que les normes méditerranéennes proposées stipulaient l'analyse de la chair seule des coquillages, alors que la directive CEE stipulait l'analyse de "chair + liquide intervalvaire". Cependant, malgré cette différence, il faut en déduire que l'analyse des seuls coquillages constitue une norme plus sévère d'acceptabilité des eaux conchylicoles que l'analyse de la seule eau. On ne peut comparer la conformité des stations aux normes méditerranéennes pour les coquillages d'une part et aux normes CEE de l'autre, puisque les premières étaient destinées à l'évaluation des coquillage pour la consommation et que les secondes constituaient un indice d'acceptabilité des eaux aux fins de conchyliculture.

Données MED POL - Phase II

5-32. Bien que les eaux conchylicoles aient été incluses dans le volet "surveillance continue" de MED POL - Phase II, aucun des pays ayant signé des accords nationaux de surveillance avec le PNUE n'a intégré cette matrice dans son programme d'activité au cours de la période considérée. Par conséquent, on ne dispose pas de données sur les eaux conchylicoles en Méditerranée depuis 1982. Les Etats membres de la CE ne soumettent pas à la Commission de rapports sur leurs eaux conchylicoles comme ils le font sur leurs eaux de baignade. Les données des paragraphes précédents et des tableaux 5.2.1 et 5.2.2, bien qu'ayant un intérêt historique, fournissent tout au plus une indication partielle sur la situation qui régnait voici quinze ans et elles ne sauraient en aucun cas être considérées comme un indice de la situation actuelle, laquelle reste jusqu'à ce jour très mal connue puisqu'on ne dispose pas de données provenant d'une surveillance régulière.

TABLEAU 5.2.1

**EVALUATION SOMMAIRE DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX
CONCHYLICOLES ET DES COQUILLAGES EN MEDITERRANEE, 1976-1981,
SUR LA BASE DES CRITERES PROVISOIRES
OMS/PNUE PROPOSES EN 1985**

(Adapté de PNUE/OMS, 1985)

A

STATIONS MED POL VII AYANT EFFECTUE AU MOINS 10 PRELEVEMENTS PAR AN

Année	Stations surveillées	Stations répondant aux normes pour les:		Stations satisfaisantes
		eaux	coquillages	
1976	15	10 (67%)	0 (0%)	0 (0%)
1977	12	7 (58%)	0 (0%)	0 (0%)
1978	21	14 (67%)	2 (10%)	3 (10%)
1979	19	9 (47%)	4 (5%)	1 (5%)
1980	21	16 (76%)	0 (0%)	0 (0%)

B

STATIONS MED POL VII AYANT EFFECTUE AU MOINS 6 PRELEVEMENTS PAR AN

Année	Stations surveillées	Stations répondant aux normes pour les:		Stations satisfaisantes
		eaux	coquillages	
1976	18	12 (67%)	0 (0%)	0 (0%)
1977	13	8 (62%)	0 (0%)	0 (0%)
1978	24	17 (71%)	3 (13%)	2 (8%)
1979	33	17 (52%)	6 (18%)	3 (9%)
1980	21	14 (67%)	0 (0%)	0 (0%)
1981	7	6 (86%)	0 (0%)	0 (0%)

TABLEAU 5.2.2

**EVALUATION SOMMAIRE DE LA QUALITE MICROBIOLOGIQUE DES EAUX
CONCHYLICOLES EN MEDITERRANEE, 1976-1981, SUR LA BASE DES NORMES
DE LA DIRECTIVE CEE DE 1976**

(Adapté de PNUE/OMS, 1985)

A

STATIONS MED POL VII AYANT EFFECTUE AU MOINS 10 PRELEVEMENTS PAR AN

Année	Stations surveillées	Stations satisfaisantes
1976	15	4 (27%)
1977	12	0 (0%)
1978	21	11 (52%)
1979	20	6 (30%)
1980	21	15 (71%)

B

STATIONS MED POL VII AYANT EFFECTUE AU MOINS 6 PRELEVEMENTS PAR AN

Année	Stations surveillées	Stations satisfaisantes
1976	18	4 (22%)
1977	13	0 (0%)
1978	24	14 (58%)
1979	34	11 (32%)
1980	21	15 (71%)
1981	7	4 (57%)

SECTION 6

RISQUES SANITAIRES IMPUTABLES AUX ZONES A USAGE RECREATIF ET AUX ZONES CONCHYLICOLES POLLUEES EN MEDITERRANEE

6.1 RISQUES SANITAIRES GENERAUX

6-1. L'exposition humaine aux microorganismes pathogènes du milieu marin survient principalement par contact direct avec l'eau, le sable ou le sédiment pollués, y compris l'ingestion d'eau, mais elle peut aussi se produire par la nage ou d'autres activités de plaisance dans les eaux côtières, ainsi que par la consommation de produits de la mer contaminés.

6-2. Les effets sanitaires résultant ou susceptibles de résulter de cette exposition ont suscité des préoccupations dans le monde entier, notamment au cours des trente dernières années. Dans le cas des coquillages, ces préoccupations ont conduit progressivement à élaborer divers critères et normes de qualité, non seulement pour les coquillages proprement dits dans le cadre de la santé publique et de la législation concernant la qualité des aliments, mais aussi pour les eaux d'élevage et de ramassage de ces coquillages. Mis à part les différences de prescriptions réglementaires d'acceptabilité des coquillages destinés à la consommation que l'on observe selon les pays, on a également émis des doutes sur l'efficacité des techniques d'épuration visant à éliminer les risques biologiques et à rendre le produit sûr pour la consommation (Geldreich, 1985). Pour les eaux à usage récréatif, on a été confronté à des problèmes plus fondamentaux. Dans plusieurs pays, on s'est employé à quantifier les risques sanitaires des eaux à usage récréatif polluées en menant des études microbiologiques/épidémiologiques visant à établir une corrélation directe entre la qualité microbiologique de l'eau et les effets sanitaires parmi des groupes de population exposés. Dans l'ensemble, ces études ont donné des résultats contradictoires, d'où d'importantes variations dans les critères et normes de qualité de l'eau appliqués, et à de vives controverses concernant leur mise en oeuvre (Jones et Kay, 1989).

6-3. Les risques sanitaires résultant de la présence de microorganismes pathogènes dans le milieu marin de la Méditerranée peuvent être considérés comme particulièrement importants par suite de toute une série de facteurs hétérogènes. Un document OMS sur le contrôle de la qualité microbiologique dans les eaux côtières à usage récréatif et les eaux conchylicoles de la Méditerranée (WHO, 1989) comprenaient les facteurs suivants dont l'influence sur les risques sanitaires accrus résultant de la pollution marine en Méditerranée a été confirmée par une consultation OMS/PNUE tenue à La Vallette, Malte, en décembre 1989 (WHO/UNEP, 1990):

en dehors des quelque 130 millions d'habitants qui, selon les estimations, résident en permanence le long du littoral méditerranéen, plus de 100 millions de touristes visitent chaque année la région. Au cours des mois d'été, la mer constitue la principale valeur d'agrément pour les populations d'autochtones et de touristes, si bien que la plupart des plages, notamment celles qui sont situées à proximité des villes et des stations, sont surfréquentées, en particulier pendant les week-ends. La nature hétérogène des foules fréquentant les plages favorise encore la propagation des infections;

le climat chaud qui règne dans la région n'implique pas seulement une longue saison de baignade mais aussi des durées accrues d'exposition à l'eau de mer et/ou au sable de plage, par comparaison avec la situation dans d'autres pays plus tempérés;

des quantités considérables de coquillages sont cultivées ou ramassées dans la région méditerranéenne, et elles sont consommées par les populations d'autochtones et de touristes. La consommation totale de coquillages a été estimée à plus de 12.000 tonnes métriques par an. On peut considérer que la majeure partie en est consommée dans les zones côtières;

bien que la situation générale s'améliore progressivement grâce à la mise en place de stations d'épuration des eaux usées et d'émissaires sous-marins, dans la plus grande partie de la région la majeure partie des eaux usées est encore rejetée sans avoir subi de traitement dans la zone marine côtière la plus proche, et bien souvent au voisinage de zones de plaisance et de bancs de coquillages;

les mesures de contrôle de la qualité de l'eau et des produits de la mer varient d'un pays à l'autre. Bien souvent, les mesures de contrôle répondant à des critères ou normes de qualité reposent entièrement sur des concentrations "acceptables" d'organismes indicateurs bactériens. Si ces organismes peuvent fournir une estimation valable du degré de pollution par les eaux usées, et peut-être une corrélation relativement satisfaisante avec les concentrations d'agents entéropathogènes, on n'a pu établir jusqu'ici qu'ils fourniraient une corrélation manifeste avec la présence et la concentration des virus ou autres agents pathogènes non gastro-intestinaux, ainsi qu'avec les toxines algales comme celles des intoxications IPC et IDC. Dans l'ensemble, il n'existe guère de contrôle de la qualité du sable de plage, et c'est seulement récemment que l'on a commencé à prendre conscience du rôle que celui-ci pourrait jouer dans la transmission de plusieurs infections cutanées et par contact, notamment d'infections fongiques.

6-4. Les trois premiers facteurs sont d'ordre climatique et socio-économique, et plus ou moins permanents par nature. Leur importance croît à mesure qu'augmentent le nombre des touristes et la longueur de côte consacrée aux activités de plaisance marines. L'impact du quatrième facteur sur la situation générale se fait toujours fortement sentir, malgré les améliorations survenues dans la gestion des eaux usées et dont témoigne le nombre croissant de stations d'épuration et d'émissaires sous-marins en service, notamment sur la rive Nord. Quant au dernier facteur, dont le caractère est mondial plus que spécifique à la Méditerranée, il représente un risque accru pour la région quand on l'envisage conjointement avec les autres facteurs plus spécifiquement méditerranéens.

6-5. Dans ces conditions, les critères et normes de qualité reposent normalement sur les résultats d'études épidémiologiques visant à établir un rapport entre la qualité de l'eau et des coquillages d'une part et les effets sanitaires parmi des groupes de population exposés d'autre part. Pour les eaux de baignade, des études de ce type ont été menées dans divers pays de la région depuis une vingtaine d'années. On fournira plus loin des détails sur ces études. Bien que celles-ci aient été basées sur des protocoles bien établis au plan international et mis au point pour des études extérieures à la région, elles ont porté des domaines très variables et ont toutes été réalisées à une échelle relativement modeste. Elles ont aussi été d'une interprétation plus ou moins limitée quant à leur résultats en raison de plusieurs facteurs déroutants qu'il s'est avéré difficile de maîtriser. Dans l'ensemble, et sans parler de leur disparité d'un pays à l'autre, les mesures antipollution qui ont été prises ne l'ont pas été à l'issue d'évaluations des risques sanitaires basées sur des éléments épidémiologiques probants.

6.2 MALADIES ET TROUBLES

6-6. Sur un plan très général, les maladies et les troubles provoqués par les microorganismes pathogènes présents dans les diverses matrices du milieu marin peuvent être classés en deux grandes catégories: ceux qui affectent l'appareil gastro-intestinal, et ceux qui affectent le reste de l'organisme. Dans la première catégorie, toutes les maladies qui sont propagées par la voie féco-orale et dont les agents étiologiques sont éliminés dans les fèces des sujets atteints ou porteurs, peuvent être virtuellement contractées lors de la nage dans des eaux polluées par des eaux usées (Cabelli, 1983). Le même auteur a indiqué que ces maladies comprenaient: a) des maladies bactériennes comme les salmonelloses (fièvres typhoïde et paratyphoïdes notamment), les shigelloses (dysenterie bacillaire), le choléra et les gastroentérites dues à *Escherichia coli*, *Yersinia enterocolitica*, etc.; b) des maladies virales comme l'hépatite infectieuse, les affections dues aux entérovirus (poliovirus, virus coxsackie A et B, échovirus, réovirus et adénovirus) et la gastroentérite "non spécifique" provoquée par les virus parvo-like et les rotavirus humain; et enfin c) les maladies provoquées par toute une série de parasites protozoaires et métazoaires telles que la dysenterie amibienne, la lambliaose, l'ascaridiose, etc. Les MICROORGANISMES pathogènes présents en Méditerranée et qui sont à l'origine de ces maladies (dont celles qu'on vient de citer) ont été décrits à la section 3 du présent document.

6-7. Dans la mesure où l'ingestion d'eau reste limitée au cours de la nage ou de la baignade et si l'on excepte les agents pathogènes dont la dose infectante est relativement faible, les maladies susmentionnées peuvent être contractées beaucoup plus facilement par la consommation de fruits de mer crus ou à moitié cuits. Les autres agents pathogènes signalés comme étant à l'origine d'infection chez l'homme par cette dernière voie comprennent *Vibrio parahaemolyticus* et *Clostridium botulinum* (type E) dont l'habitat naturel est la mer. De fait, on dispose de nombreuses preuves de transmission de maladies à l'homme après consommation de coquillages contaminés. Toute une série d'affections ont été décrites (Shuval, 1986), les principales étant les fièvres typhoïde et paratyphoïdes, les salmonelloses, les infections dues à *Vibrio parahaemolyticus*, l'hépatite virale de type A (hépatite infectieuse), l'intoxication paralytique par coquillages et le choléra (PNUE/OMS, 1991).

6-8. En dehors des affections du tube digestif, un certain nombre de maladies ou troubles touchant les yeux, les oreilles, les voies respiratoires supérieures et d'autres régions ont été associés à la baignade. Les états infectieux de cette catégorie particulière peuvent être causés par des microorganismes tels que le staphylocoque doré, *Pseudomonas aeruginosa*, *Clostridium welchii* et *Candida albicans*, et l'infection peut résulter de la pénétration des microorganismes à travers des coupures ou déchirures de la peau ou des ruptures des membranes délicates de l'oreille et du nez à l'occasion d'un traumatisme survenant lors d'un plongeon dans la mer (Shuval, 1986). On a signalé (Mood et Moore, 1976) que ces MICROORGANISMES sont souvent présents chez l'homme mais qu'ils n'occasionnent de manifestations pathologiques que si, pour une raison ou une autre, les défenses des sujets qui les hébergent sont diminuées. Bien que les quatre espèces précitées puissent également se rencontrer dans les eaux polluées, les mêmes auteurs pensent qu'il faut accueillir avec réserve l'hypothèse selon laquelle un sujet atteint d'infection l'aurait acquise à partir de l'eau polluée, car il est fort possible que ce baigneur était déjà porteur du microorganisme, et la maladie peut être en grande partie déterminée par la sensibilité individuelle plutôt que par l'exposition aux microorganismes présents dans le milieu marin.

6.3 CORRELATION ENTRE LA QUALITE DES EAUX A USAGE RECREATIF ET LES EFFETS SANITAIRES

6-9. Le but fondamental de l'étude des effets sanitaires de la nage ou de la baignade a été conçu à l'origine par Stevenson (1953): déterminer à quels changements de l'incidence des maladies on peut s'attendre par suite de nage dans des eaux contenant divers degrés de pollution bactérienne. L'établissement d'une courbe dose-effet, basée sur la recherche épidémiologique, devrait être le but ultime des investigations dans ce domaine. Cette courbe dose-effet ne dépend pas des indices de pollution reposant sur les agents pathogènes eux-mêmes; les indicateurs de pollution par les eaux usées sont plus appropriés car ils ont une répartition mieux prévisible et sont susceptibles de servir de base à des normes. De plus, il n'est pas nécessaire de définir le risque morbide par référence à des pathogènes précis; les symptômes ou groupe de symptômes sont plus appropriés si le risque est dû à toute une série d'agents dont on ignore la répartition saisonnière et spatiale (Wheeler, 1990). Depuis la première effectuée par Stevenson en 1953, un bon nombre d'études ont été réalisées pour tenter de définir le niveau de risque après une exposition à différentes concentrations de bactéries dans les eaux de baignade. La plupart de ces études épidémiologiques ont été de type prospectif, ou, comme on les désigne désormais, de "type Cabelli" par référence au responsable, de 1972 à 1979, de la première étude à vaste échelle menée par l'US Environmental Protection Agency. Un certain nombre d'études de ce type ont été réalisées dans le monde, dont plusieurs en Méditerranée.

6-10. La bibliographie pertinente, avec les détails de la conception et les résultats des études réalisées, a donné lieu à des synthèses de Shuval (1986), Jones et Kay (1989), Lightfoot (1989), Saliba et Helmer (1990), Wheeler (1990) et Pike (1994). La plupart des études menées en Méditerranée portaient sur des plages, et l'on avait recours, pour évaluer la qualité de l'eau, tantôt à un seul microorganisme tantôt à une combinaison de coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux, entérocoques, *Escherichia coli* et staphylocoques. Les résultats de la quasi totalité de ces études ont fait apparaître des taux de morbidité plus élevée parmi les baigneurs que parmi les non baigneurs, la meilleure corrélation avec la qualité de l'eau concernant tel ou tel microorganisme quand différentes plages étaient comparées.

Etudes méditerranéennes

6-11. Une étude menée à Alexandrie en 1980 a été parrainée par l'US EPA qui souhaitait localiser quelques plages plus fortement polluées que celles se prêtant à l'étude aux Etats-Unis de manière à déterminer la nature de la courbe dose-effet à des niveaux de dose plus élevés (Shuval, 1986). Certaines des plages incluses dans l'étude étaient exposées à des émissaires d'eaux usées situés dans le voisinage et elles étaient fortement polluées, les concentrations d'entérocoques et d'*Escherichia coli* atteignant 10⁴ par 100 ml. D'autres plages étaient acceptables selon les lignes directrices de l'US EPA. La population étudiée comprenait les habitants d'Alexandrie et les touristes estivaux venant du Caire. On admettait que ces derniers avaient des défenses immunitaires plus faibles contre les maladies endémiques d'Alexandrie. Les principaux résultats ont mis en évidence une relation marquée entre des symptômes gastro-intestinaux avérés et les concentrations d'entérocoques et d'*Escherichia coli*. Une comparaison avec des études antérieures de nature similaire menées à New York a montré que, pour des concentrations d'entérocoques équivalentes, les taux de morbidité étaient plus faibles en Egypte, surtout parmi la population autochtone d'Alexandrie, ce qu'on a attribué à la nature endémique des maladies de la région et à l'immunité relative qui en

résulte chez les grands enfants et les adultes (Shuval, 1986). Selon un rapport établi sur certains aspects de l'étude (El-Sharkawi *et al.*, 1982b), on a relevé un risque important de contracter la typhoïde à l'occasion de la baignade dans l'eau de mer polluée et c'était le groupe d'âge jeune qui s'avérait le plus vulnérable.

6-12. Une étude épidémiologique a été menée en Israël en 1983 à des plages de la région de Tel-Aviv soumises à des degrés variables d'exposition à la pollution par les eaux usées. L'étude englobait 2.231 nageurs et non nageurs (dont 32% figurant dans le groupe d'âge 0-4 ans) et les indicateurs retenus étaient les coliformes, les entérocoques, *Escherichia coli*, le staphylocoque doré et *Pseudomonas aeruginosa*. La principale constatation a concerné un taux plus élevé de symptômes intestinaux (affections gastro-intestinales) parmi les nageurs du groupe d'âge 0-4 ans dans l'eau présentant des titres plus élevés d'entérocoques ou d'*Escherichia coli*. Les coliformes fécaux et *Pseudomonas aeruginosa* ne paraissent pas avoir une valeur aussi importante comme indicateurs de morbidité intestinale associée à la nage (Fattal et Shuval, 1988).

6-13. Une deuxième étude épidémiologique prospective a été menée en Israël à quatre plages de la région de Tel-Aviv et du sud (Fattal et Shuval, 1991). En dehors du premier objectif qui consistait à étudier la morbidité associée à la nage en fonction de la qualité de l'eau exprimée par les concentrations d'indicateurs bactériens, un deuxième objectif consistait à déterminer la faisabilité d'une extension du projet afin de préciser l'étiologie de la gastroentérite associée à la baignade. Un total de 233 familles, soit 784 personnes, ont été interrogées dans le cadre de l'étude, dont 23% relevaient du groupe d'âge 0-4 ans. Quarante-deux échantillons d'eau ont été analysés pour les concentrations d'indicateurs bactériens (coliformes fécaux et entérocoques) dont on a noté des variations importantes entre la plage la plus propre et la plage la plus polluée. On n'a pas observé de différence dans l'incidence des symptômes intestinaux associées à la nage entre ces deux plages, que ce soit pour tous les âges ou pour le groupe 0-4 ans, bien que la morbidité globale ait été similaire à celle enregistrée dans des études antérieures. Chez quarante sujets, nageurs et non nageurs, on a effectué des prélèvements de sang qui se sont avérés positifs pour les rotavirus. Aucune séroréaction n'a été décelée. On a également noté que les taux globaux de symptômes respiratoires et de symptômes intestinaux fiables étaient nettement plus élevés les jours à "fort effet baigneur" que les jours à "faible effet baigneur". Selon les deux grandes conclusions tirées par les auteurs, a) les baigneurs eux-mêmes peuvent être une source importante d'agents responsables de morbidité associée à la nage aux plages très fréquentées ayant des échanges d'eau médiocres, et b) il conviendrait d'appliquer aux plages offrant peu d'échanges d'eau (en raison de digues, etc.) des normes comportant des limites plus strictes d'indicateurs microbiologiques qu'aux plages ayant des échanges d'eau relativement élevés (plages ouvertes au large).

6-14. Trois études ont été réalisées en Espagne. La première (Mujeriego *et al.*, 1983) comportait une vaste étude croisée sur 20.000 personnes interrogées sur diverses plages de Malaga et Tarragona. Les taux les plus élevés de morbidité qu'on ait relevés concernaient les infections cutanées (2%), suivies par les infections des oreilles et des yeux (environ 1,5%), ce dernier groupe étant considéré par les auteurs comme significativement associé à l'immersion de la tête dans l'eau de mer. Les concentrations de streptocoques fécaux donnaient une meilleure corrélation avec les taux de morbidité que celles de coliformes fécaux. La deuxième étude (Marino *et al.*, 1982), menée sur plusieurs plages de la Méditerranée et de l'Atlantique, était d'une conception à peu près similaire et elle a, elle aussi, donné des taux de morbidité plus élevés pour les infections des oreilles, des yeux et de la peau. La meilleure corrélation avec cette morbidité a été obtenue avec les coliformes fécaux,

les concentrations seuil d'accroissement de la morbidité se situant autour de 400 CF par 100 ml.

6-15. La troisième étude a été réalisée à deux plages de Malaga pour déterminer la qualité de l'eau exprimée en coliformes totaux, coliformes fécaux, *Pseudomonas aeruginosa*, staphylocoques dorés, *Aeromonas hydrophila*, espèces *Vibrio* et *Candida albicans*. Au cours de l'étude (Borrego *et al.*, 1991), des enquêtes auprès de groupes de population tests ont été menées au moyen d'un questionnaire de type Cabelli modifié. Selon les conclusions préliminaires tirées jusqu'à ce jour. a) la symptomatologie intestinale était plus marquée parmi les nageurs que parmi les non nageurs sur les plages les plus polluées; b) on notait un taux supérieur de symptômes cutanés et respiratoires parmi les nageurs que parmi les non nageurs, indépendamment des concentrations bactériennes enregistrées dans l'eau mer; c) aucune signification statistique n'apparaissait entre les taux de symptômes associés à la nage et les indicateurs fécaux; et d) la concentration de champignons dans le sable de plage était la même à la plage polluée et à la plage non polluée, et on ne pouvait établir aucune corrélation entre les symptômes cutanés associés au sable et les agents dermopathogènes. Un autre problème soulevé par cette étude a tenu au fait que, sur les 1.447 sujets soumis à l'enquête, seuls 4,6% pouvaient être définis comme non nageurs, et le groupe témoin était donc très réduit.

6-16. Parmi les études menées en France, l'une (Foulon, 1983) a porté sur cinq plages dont la qualité de l'eau a été analysée pour les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux. Près de 5.000 personnes ont été interrogées sur les plages et un peu plus de 1.500 ont été suivies sur la base d'un questionnaire sous forme de carte-réponse. Les résultats ont indiqué des différences dans l'incidence de la conjonctivite et des infections cutanées entre baigneurs et non baigneurs ainsi que dans l'incidence des troubles abdominaux, nausées et prurit entre les sujets plongeant leur tête dans l'eau et ceux s'abstenant de le faire. On n'a toutefois décelé aucune corrélation entre la morbidité et la qualité de l'eau.

6-17. Une étude menée ultérieurement en France (CAREPS, 1987), dans le Bassin de l'Ardèche, sur des plages d'eau douce, a porté sur 5.700 sujets au cours des étés 1985 et 1986. Outre les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux, les indicateurs de qualité de l'eau retenus comprenaient les espèces *Aeromonas* et *Pseudomonas aeruginosa*. Les sujets étaient observés en permanence sur des périodes de 3 et 8 jours, et leurs symptômes étaient consignés. On a décelé des taux de morbidité plus élevés parmi les baigneurs que les parmi les non baigneurs pour chacune des affections observées (gastro-intestinales, cutanées, oculaires et oto-rhino-laryngologiques). Les concentrations de coliformes totaux et de coliformes fécaux ont donné la meilleurs corrélation avec la morbidité globale. Lorsqu'on prenait chaque type de symptôme séparément, la corrélation variait selon les divers indicateurs, les streptocoques fécaux fournissant la meilleure corrélation avec les symptômes gastro-intestinaux. L'analyse des résultats a permis de conclure qu'une concentration de 100 coliformes fécaux par 100 ml (la norme "guide" de la CEE) correspondait à une incidence de 15,3 cas de morbidité gastro-intestinale globale par 1.000 personne-jours, et une concentration de 2.000 coliformes fécaux par 100 ml à une incidence de 20,4 cas par 1.000 personne-jours. Il a été calculé que la norme guide pour les streptocoques fécaux (100 par 100 ml) correspondait à 23 cas par 1.000 personne-jours. Le calcul de l'incidence prévue de morbidité gastro-intestinale chez les non baigneurs n'a pas été effectué mais, sur la base des résultats des auteurs, elle devrait s'élever à 8,5 cas par 1.000 personne-jours. Les auteurs observent, entre autres conclusions, que les résultats ne peuvent être extrapolés avec certitude à l'eau de mer.

6-18. Parmi les autres études réalisées en Méditerranée, l'une portait sur la relation entre le tourisme littoral, la pollution de la mer et la santé publique (Kocasoy, 1989); réalisée sur 15 plages de la côte ouest de la Turquie, elle n'incluait que les touristes, à l'exclusion par conséquent de la population locale. Elle visait à établir la corrélation entre la concentration de coliformes totaux sur les diverses plages et les symptômes signalés. Sur les 8399 questionnaires distribués, 4068 ont été retournés, dont 3407 ont été classés comme valables. Sur ces derniers, 3240 (95%) provenaient de personnes pratiquant la nage. Les taux de morbidité pour affections gastro-intestinales signalées par les nageurs variaient de 7,2% aux plages les moins polluées à 9,5% aux plages les plus polluées, les chiffres correspondants pour les non nageurs étant de 2,9 et 3,1%. De 66 à 71% des sujets atteints étaient des enfants de moins de 12 ans. Une autre étude a été réalisée sur 3 plages proches de Palerme, en Sicile (Torregrossa *et al.*, 1994). Les plages étaient classées en polluées et non polluées. Parmi les paramètres microbiologiques déterminés à toutes les plages, les niveaux de coliformes totaux, de coliformes fécaux, de streptocoques fécaux, de staphylocoques dorés et autres espèces de staphylocoque, et de *Candida albicans*, étaient, dans une mesure variable, plus élevés aux plages polluées. Les concentrations de *Pseudomonas aeruginosa* et d'autres espèces de *Pseudomonas*, ainsi que des espèces de vibron, étaient à peu près les mêmes aux plages polluées et non polluées. Les salmonelles n'étaient présentes à aucune plage. L'étude a comporté l'interrogatoire de 581 sujets, dont 372 (64%) pratiquaient la nage. La morbidité pour symptômes intestinaux était plus élevée aux plages polluées. On n'a relevé aucune différence significative entre les plages pour d'autres symptômes (respiratoires et généraux). Les concentrations de *Pseudomonas aeruginosa* et de *Candida albicans* aux plages non polluées étaient les mêmes que celles consignées pour l'eau de mer.

Etudes récentes hors Méditerranée

6-19. A part l'étude de l'US EPA, un certain nombre d'études visant à établir une corrélation entre la qualité des eaux à usage récréatif et les effets sanitaires ont été menées dans plusieurs pays. Deux des plus importantes menées en dehors de l'Europe l'ont été à Hong Kong (Cheung *et al.*, 1991) et en Australie (Corbett *et al.*, 1993). Dans la première, neuf indicateurs bactériens ont été testés, *Escherichia coli* et les staphylocoques étaient enregistrés comme de bons indices de différents effets sanitaires dus à la nage. Les niveaux d'*Escherichia coli* à plusieurs plages se sont avérés être influencés par la marée, et ceux des staphylocoques par le nombre de baigneurs. Dans la deuxième étude, réalisée à douze plages de Sydney, 24% des participants ont signalé avoir ressenti des symptômes dans les dix jours ayant suivi le premier entretien de l'enquête. Presque les deux tiers de ces symptômes étaient respiratoires. Les deux principaux indicateurs bactériens examinés étaient les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux, dont la moyenne géométrique de concentration a varié de 591,4 (matin) à 389,1 (après-midi) par 100 ml pour les premiers, et de 65,9 (matin) à 42,7 (après-midi) pour les seconds. La probabilité de signalement de symptômes était deux fois plus élevée pour les nageurs que pour les non nageurs et, à l'exception des troubles intestinaux, il y avait une relation linéaire entre la pollution de l'eau et tous les symptômes signalés.

6-20. Au cours des cinq dernières années, des études détaillées ont eu lieu au Royaume-Uni. En août 1989, le Département de l'Environnement britannique a commandé deux études pilotes sur les effets sanitaires de la baignade en mer. Ces études avaient notamment pour objet d'évaluer la faisabilité à grande échelle des méthodes testées (Pike, 1990). Deux méthodes étaient testées - une étude prospective adaptée de celle de type Cabelli, et une étude portant sur des volontaires en bonne santé. Ces deux méthodes complémentaires

suivaient les protocoles d'étude prospectives de cohortes et d'essais cliniques contrôlés randomisés mis au point par une réunion OMS/PNUE sur la qualité microbiologique des eaux côtières à usage récréatif tenue à Athènes en juin 1993 (PNUE, 1994). Dans la première étude, les notifications de cas de maladie ont été fonction de l'activité, et les surfeurs ont présenté une morbidité plus élevée que les "waders" (pêcheurs entrant dans l'eau). Les symptômes les plus fréquemment signalés concernaient les oreilles et le pharynx (1 baigneur sur 13 contre 1 non baigneur sur 32). La qualité de l'eau de mer répondait aux normes impératives de la CE. Dans la seconde étude, les volontaires en bonne santé ont été recrutés et divisés en cohortes pratiquant ou non la baignade. Les tests cliniques étaient faits avant et après exposition. Si des taux significativement plus élevés de symptômes pharyngés, auriculaires et oculaires ont été signalés par la cohorte des baigneurs trois jours après l'exposition, et de la diarrhée au bout de trois semaines, on n'a pas décelé de corrélation entre les résultats des tests cliniques et les symptômes signalés (Pike, 1990).

6-21. La seconde phase de l'étude a été commandée en 1990 et a comporté, là encore, le recours aux deux méthodes. Dans la première qui portait sur 2000 sujets fréquentant des plages, le groupe des 15-24 ans a présenté le plus fort risque associé à l'âge. Par rapport aux non baigneurs, les baigneurs avaient une probabilité accrue de 47% de contracter une affection gastro-intestinale, et un risque accru de 85% d'être atteints de diarrhée. La morbidité était en rapport avec l'exposition, et les surfeurs et plongeurs étaient significativement plus exposés aux symptômes respiratoires et oculaires (Pike, 1991). Dans la seconde étude, portant sur plus de 800 adultes, les résultats des prélèvements auriculaires et pharyngés n'ont pas accusé de différence notable entre baigneurs et non baigneurs, bien que certains éléments donnaient à penser que la concentration de streptocoques fécaux dans l'eau de baignade était en rapport avec l'isolement d'*Escherichia coli* dans les prélèvements pharyngés pratiqués chez les baigneurs. Bien que les enfants aient été exclus de l'étude, 131 enfants de moins de 18 ans accompagnaient les adultes à la plage, et 64 d'entre eux nageaient. Le pourcentage de ces enfants ayant eu des troubles gastriques a été significativement plus élevé que chez ceux qui ne se baignaient pas.

6-22. Ces études anglaises ont été reprises à une échelle plus vaste après les deux années de phase pilote. Les études de cohortes prospectives ("enquêtes de plage") se sont poursuivies à huit plages d'une qualité très variable, depuis celles qui répondaient aux normes guides de la directive (CEE) sur les eaux de baignade jusqu'à celles qui ne satisfaisaient même pas aux normes impératives (Pike, 1994). Les résultats ont été regroupés avec ceux des années antérieures pour fournir des résultats exploitables concernant 16.596 sujets. Ceux qui entraient dans la mer ont signalé davantage de symptômes que ceux qui ne le faisaient pas: ces hausses étaient en rapport avec le degré de contact avec l'eau et avec l'âge, étant plus marquées chez les surfeurs et les plongeurs et dans le groupe d'âge 15-24 ans. Les hausses de symptômes oculaires, auriculaires, rhinopharyngés, cutanés et respiratoires n'étaient pas en rapport avec la qualité microbiologique de l'eau de mer. L'augmentation des épisodes diarrhéiques chez ceux qui entraient dans la mer étaient en rapport avec la moyenne géométrique des dénombrements de coliformes et entérovirus. Ces résultats ont été communiqués à titre préliminaire et font actuellement l'objet d'une analyse plus poussée. Les résultats d'une étude menée pendant quatre ans à quatre stations balnéaires et portant sur 1216 adultes ont été publiés en 1994 (Kay *et al.*, 1994). Cette étude a été réalisée selon la méthode de l'exposition contrôlée randomisée. Des entretiens détaillés ont permis de recueillir des données sur les éventuels facteurs déroutants, et une surveillance intensive de la qualité de l'eau a servi à obtenir des indices d'exposition plus précis. 548 sujets ont été randomisés pour la baignade, l'exposition comportant l'immersion totale de la tête. On a relevé des taux bruts significativement plus élevés de gastroentérite dans le groupe

exposé (14,8%) que dans le groupe non exposé (9,7%). Des techniques de tendance linéaire et de régression multiple ont servi à établir les relations entre la gastroentérite et la qualité microbiologique de l'eau. Sur toute une série d'indicateurs microbiologiques qui ont été déterminés, seules les concentrations de streptocoques fécaux ont présenté une relation dose-effet significative avec la gastroentérite. On enregistre des effets nocifs sur la santé quand les concentrations de streptocoques fécaux dépassaient 32 par 100 ml. Cette relation était indépendante des indices prévisionnels de gastroentérite non liés à l'eau.

Harmonisation de la méthodologie

6-23. Dans leur revue de la bibliographie sur les résultats des principales études épidémiologiques prospectives de type Cabelli, Jones et Kay (1989) sont parvenus à la conclusion qu'on ne dispose pas de données épidémiologiques assez solides pour y asseoir, pour les eaux à usage récréatif, la mise en vigueur de normes de qualité scientifiquement justifiées qui permettraient de maîtriser un haut niveau de risque. En notant ces conclusions, un auteur (Colley, 1990) a attiré l'attention sur quelques problèmes généraux rencontrés lors des études épidémiologiques menées jusque là, à savoir notamment:

la difficulté qu'il y a à définir des groupes de population exposés et non exposés;

l'incertitude concernant le degré et la durée de l'exposition par baignade;

les informations restreintes dont on dispose sur les polluants présents dans l'eau de baignade;

l'identification insuffisante des maladies et de leur relation avec la baignade;

la difficulté qu'il y a à interpréter toute association entre les maladies et l'exposition à l'eau polluée, ainsi qu'à établir la courbe dose-effet correspondante.

6-24. Le même auteur a également souligné qu'il restait à aborder un certain nombre de questions, notamment les sous-groupes qu'il fallait éventuellement identifier pour l'estimation des risques et la mise au point de mesures préventives, le suivi approprié des personnes exposées et non exposées, l'obtention d'une certaine notion de la "dose" reçue par les baigneurs lors de l'estimation du risque de maladie, et la différenciation entre les expositions par baignade en mer ou en eau douce. Il convient d'attacher aussi la même importance aux expositions autres que la baignade, en particulier la consommation d'aliments contaminés, puisqu'une maladie sans rapport avec la baignade peut être présente au sein d'une population et doit être identifiée pour éviter toute confusion avec une maladie acquise par baignade. Il convient aussi d'attacher la même importance à l'obtention des preuves suffisantes que le pathogène ou agent responsable d'une maladie est également présent dans l'eau.

6-25. Sur la base des éléments jusqu'alors disponibles, il a été conclu qu'il serait difficile de s'employer à quantifier les risques sanitaires réels découlant de la baignade dans des eaux côtières polluées par des eaux usées tout comme à établir la corrélation entre ces risques et des niveaux donnés de pollution de l'eau exprimés par les dénombrements d'organismes indicateurs bactériens les plus couramment employés. Cependant, du point de vue qualitatif, il est manifeste que des risques sanitaires existent et qu'ils sont plus marqués dans les zones directement exposées à la pollution par des eaux usées non traitées. Si cette conclusion est

valable au plan mondial, à plus forte raison l'est-elle pour la région méditerranéenne. Une conclusion semblable a été tirée d'un examen des résultats d'un programme d'études microbiologiques/épidémiologiques menées par l'US EPA sur plusieurs années (Calderon, 1990) qui confirmait que, aux plages de mer, pour les symptômes gastro-intestinaux associés à la baignade, on n'obtenait une bonne corrélation qu'avec les concentrations d'entérocoques dans l'eau. Dans ces études, la source de pollution identifiée était diffuse et concernait des eaux usées. Dans une étude de l'US EPA, il a été procédé à l'examen de la relation entre indicateurs fécaux de sources diffuses et morbidité associée à la nage: les résultats n'ont permis de déceler aucune relation de ce type.

6-26. Dans le cadre du programme MED POL, l'OMS s'est activement employée à harmoniser les méthodes en mettant au point des protocoles d'étude appropriés devant servir non seulement à déterminer le degré de risque sanitaire mais aussi à identifier les meilleurs indicateurs microbiologiques permettant de corréler la qualité de l'eau aux effets nocifs sur la santé. Le groupe OMS/PNUE d'experts sur les critères sanitaires et les études épidémiologiques se rapportant à la pollution des eaux côtières est convenu des grandes lignes d'un protocole basé sur la méthode US EPA de type Cabelli destiné aux études microbiologiques/épidémiologiques dans la région (WHO/UNEP, 1977b). Cette ébauche de protocole a été étoffée en un protocole détaillé par une consultation OMS/PNUE sur la corrélation entre la qualité des eaux côtières et les effets sanitaires qui s'est tenue à Follonica, Italie, en octobre 1985 (WHO/UNEP, 1986). Suite à la mise au point en dehors de la région de nouvelles méthodes s'appliquant aux baigneurs et autres types de groupe d'exposition, l'ensemble de la question a fait l'objet d'un réexamen par une consultation OMS/PNUE sur les risques sanitaires de la baignade dans l'eau de mer qui s'est tenue à Athènes en mai 1991 (WHO/UNEP, 1992) et au cours de laquelle a été élaboré en partie un ensemble détaillé de lignes directrices pour les études microbiologiques/épidémiologiques concernant l'association entre la qualité des eaux naturelles à usage récréatif et les effets sanitaires chez des groupes de population exposés. Un autre réunion OMS/PNUE sur la qualité microbiologique des eaux côtières à usage récréatif a eu lieu à Athènes en juin 1993 pour finaliser l'ensemble des lignes directrices concernant notamment les paramètres à déterminer, les études de cohortes, les études sur des groupes de baigneurs particuliers, les études cliniques contrôlées randomisées et les études restreintes sur différents groupes d'exposition à l'eau. Ces lignes directrices ont été publiées l'année suivante (OMS/PNUE, 1994).

6.4 CORRELATION ENTRE LA QUALITE DES COQUILLAGES ET LES EFFETS SANITAIRES

6-27. La situation concernant les coquillages revêt deux aspects distincts: la qualité des eaux dans lesquelles sont cultivés ou ramassés les coquillages (qui ne peut être mesurée que par l'analyse de l'eau ou par celle des coquillages tant qu'ils se trouvent encore dans ce milieu) et la qualité des coquillages quand ils arrivent sur le marché. La teneur microbiologique des coquillages prélevés dans des eaux polluées peut être considérablement accrue par suite d'un traitement ou d'un stockage défectueux (PNUE/OMS, 1991).

Etudes épidémiologiques sur les intoxications par coquillages

6-28. Deux approches sont couramment utilisées dans les investigations épidémiologiques sur l'étiologie des maladies. Dans l'étude rétrospective (ou contrôle de dossiers), les individus qui ont contracté la maladie sont comparés avec un groupe similaire d'individus indemnes en

ce qui concerne l'exposition au facteur étiologique en question. Dans l'étude prospective (ou étude de cohortes), on procède au suivi de groupes ne différant que par leur exposition à un certain facteur étiologique, et l'incidence de la maladie est comparée en fonction de cette exposition. Si, dans la plupart des études épidémiologiques sur la corrélation entre la qualité des eaux de baignade et les effets sanitaires, on a eu recours à l'approche prospective, dans celles reliant l'incidence des maladies à la qualité des coquillages, on a, dans une mesure variable, eu recours à l'approche rétrospective. Dans une étude de ce dernier type, tous les faits en jeu (causes et effets) se sont déjà produits quand l'étude est lancée, si bien qu'on a affaire essentiellement à une investigation des antécédents des sujets atteints, qu'il s'agisse de cas sporadiques ou de cas survenant lors d'une flambée de cas ou d'une épidémie d'une maladie donnée. La distinction entre flambée de cas et cas sporadiques est bien réelle quant à la probabilité d'obtenir une association entre une maladie donnée et une cause suspectée (comme la consommation de coquillages contaminés). Cela est particulièrement vrai quand d'autres voies de transmission sont en cause dans la grande majorité des cas de la maladie concernée (WHO/UNEP, 1977).

6-29. Hormis deux études sur la fièvre typhoïde en Egypte (El-Sharkawi *et al.*, 1982a) et la flambée de cas de choléra survenue en 1973 en Italie (Baine *et al.*, 1974), la bibliographie actuellement disponible fournit très peu d'éléments épidémiologiques sous forme d'études rétrospectives concernant les maladies dues aux coquillages, et notamment les fortes poussées épidémiques se produisant en Méditerranée. Deux poussées ont été enregistrées récemment en France. La première, en 1992, a consisté en 10.000 cas de gastroentérite dues au virus de Norwalk. L'origine en a été identifiée comme étant des huîtres contaminées. La seconde poussée (bien plus réduite), survenue en 1994, a consisté en 21 cas de gastroentérite dont l'agent responsable était le petit virus rond et l'origine des clams contaminés (WHO/UNEP, 1995). En Italie, la relation entre l'hépatite A et la consommation de fruits de mer crus a été établie par une réduction radicale de l'incidence totale des cas qui ont chuté de 15 à 5 pour 100.000 en 1986 après une campagne rigoureuse de contrôle du ramassage, du stockage et de la distribution des fruits de mer. Au cours de la même période, on a pu, lors d'une épidémie d'hépatite A survenue à Livourne, établir au moyen d'une étude rétrospective une relation directe hautement significative entre la maladie et la consommation de fruits de mer crus (moules et clams), par comparaison avec des témoins (Zampieri, 1989). La fréquence relativement élevée de cas de typhoïde dans la région des Pouilles au cours des mois de janvier et février, contrastant avec le pic estival classique observé dans d'autres régions d'Italie, a été mis en rapport avec les habitudes alimentaires de cette région, à savoir une consommation inconsidérée de fruits de mer crus au moment de Noël et du Nouvel An, ce qui constitue une nouvelle confirmation de la corrélation directe entre infection et consommation de fruits de mer, indépendamment de la baignade (Zampieri, 1989).

6-30. Le grand nombre de cas sporadiques, en particulier parmi les touristes, est attesté par une estimation (Stille *et al.*, 1972) selon laquelle 19% des hépatites infectieuses survenant à Francfort pouvaient être attribuées à la consommation de moules et d'huîtres contaminées à l'occasion d'un séjour touristique dans la région méditerranéenne. Par ailleurs, des données récentes provenant d'un certain nombre de pays ont permis d'établir nettement qu'un important facteur contribuant à la transmission de l'hépatite virale était la consommation de fruits de mer crus récoltés dans des eaux côtières contaminées par des eaux usées (WHO/UNEP, 1990), bien qu'aucune relation spécifique à la Méditerranée n'ait pu être retrouvée dans ce cas. Plusieurs autres études rétrospectives, dont certains résultats sont résumés plus loin dans le présent chapitre, ont été menées sur des groupes de touristes rentrant en Europe du Nord à l'issue d'un séjour en Méditerranée, mais dans la plupart des cas l'origine de l'infection n'a pu être identifiée.

6-31. Le lien entre la qualité des eaux conchylicoles et les effets sanitaires chez l'homme en tant que consommateur final est légèrement plus complexe que celui qui s'applique à la qualité des eaux de baignade. Le degré de contamination fécale qui peut être toléré dans les eaux conchylicoles est un problème complexe pour toute une série de raisons. Il n'existe pas de niveau constant d'agents pathogènes dans les eaux usées, le rapport entre les indicateurs et la plupart des agents pathogènes variant selon chaque volume unitaire de déchet s'écoulant de l'émissaire, et un niveau donné de matières fécales dans les eaux usées peut être relativement dépourvu d'agents pathogènes à un moment et posséder un potentiel élevé de transmission par les coquillages à un autre (Geldreich, 1985). Jusqu'à présent, aucune corrélation satisfaisante n'a été établie soit entre les teneurs d'indicateurs bactériens des coquillages et celles des eaux conchylicoles, soit entre les indicateurs et les agents pathogènes dans les coquillages eux-mêmes.

6-32. Le premier problème a été plus ou moins surmonté en évaluant l'acceptabilité des eaux marines destinées à la culture ou au ramassage de coquillages par le biais de la qualité microbiologique des coquillages proprement dits et non de la masse d'eau environnante. Comme on l'a dit précédemment, l'acceptabilité de la zone conchylicole n'entraîne pas automatiquement l'acceptabilité des coquillages pour la consommation humaine à l'état cru, et d'autres mécanismes de contrôle comme les pratiques de santé publique et de sécurité alimentaire entrent en jeu. De plus, les méthodes épidémiologiques actuelles ne sont pas encore assez sensibles pour permettre de détecter efficacement la transmission des maladies virales par la filière eau de mer-coquillages, puisque les signes cliniques ne se manifestent que chez un petit nombre de sujets infectés et que la période d'incubation précédant l'apparition de ces signes est d'une durée très variable (Geldreich, 1985). Par ailleurs, on ne dispose pas pour l'heure de méthodes de dépistage viral pour tous les agents suspectés d'être responsables de gastroentérite. Tout cela explique en partie la rareté manifeste des données épidémiologiques sur les maladies transmises par les coquillages en Méditerranée, notamment celles qui sont dues à des virus.

6-33. Un important facteur déroutant dans l'interprétation des données sur la morbidité et de l'association de celle-ci à la contamination des coquillages, qui est marquée en Méditerranée, tient à l'exposition concomitante à divers facteurs de risque associés comme la contamination des aliments d'origine non marine et, dans certains cas, la contamination de l'eau de boisson. Il s'ensuit qu'il peut être, dans l'ensemble, très difficile d'attribuer une maladie donnée pouvant avoir de multiples origines à une cause bien précise ((WHO/UNEP, 1995).

La qualité microbiologique des coquillages

6-34. La situation concernant les coquillages est très variable dans la région méditerranéenne. Dans l'ensemble, les risques sanitaires pouvant résulter de la consommation de coquillages sont atténués par le fait que les trois principaux pays producteurs (Espagne, France, Italie) ont, en matière de consommation de coquillages destinés à la consommation, une législation sévère qui prescrit obligatoirement l'épuration avant commercialisation. L'épuration artificielle des moules est largement pratiquée en Europe. Une méthode consiste à utiliser le chlore pour désinfecter l'eau de mer (laquelle doit alors être déchlorée avant de pouvoir servir à épurer les coquillages contaminés). Bien qu'elle soit assez onéreuse, elle reste une méthode courante dans de nombreuses installations d'épuration en France et en Espagne (Shumway et Hurst, 1991). La désinfection par l'ozone est désormais la méthode d'épuration de choix dans les grandes stations d'épuration de

France. Par contre, dans l'ensemble de la Méditerranée, il y a toujours une quantité considérable de fruits de mer qui ne sont pas soumis à des procédés d'épuration rigoureux ou à un contrôle approprié du stockage après récolte (WHO/UNEP, 1995).

6-35. L'épuration a pour inconvénients d'être d'une efficacité très variable, d'être pratiquement inopérante en cas de fortes charges bactériennes et de contaminants à base de métaux lourds et d'hydrocarbures, de ne pouvoir éliminer les contaminants viraux et, dans certains cas, d'être d'un coût dissuasif (Canzonier, 1988). On a également constaté que, au cours de l'épuration, l'eau dans laquelle les coquillages sont en voie de décontamination peut présenter une disparition progressive des coliformes fécaux libérés, mais il ne s'ensuit pas forcément que le taux de libération de tous les pathogènes suivra le même schéma uniforme (Geldreich, 1985). Il semble qu'on sache peu de choses de l'épuration des virus des moules, et les données relativement rares dont on dispose ont: a) démontré que l'élimination des virus des tissus du tube digestif est lente, b) indiqué que les procédés d'épuration classiques ne se prêtent pas à une élimination efficace des virus des moules, et c) révélé aucune corrélation significative entre le nombre des virus et celui des coliformes fécaux, ce qui conforte l'idée avancée par de nombreux auteurs selon laquelle le nombre de coliformes fécaux est un indicateur peu fiable de la présence d'entérovirus humains, en d'autres termes que l'absence de coliformes fécaux n'est pas suffisante pour assurer une consommation sans danger de fruits de mer (Shumway et Hurst, 1991).

6-36. Ces conclusions sont particulièrement pertinentes pour la situation en Méditerranée puisque les principaux indicateurs utilisés pour l'acceptabilité des eaux conchylicoles et, dans certains cas, des coquillages destinés à la consommation, sont précisément les coliformes fécaux. Voilà qui renforce l'opinion exprimée dans les réunions d'experts méditerranéens avant et depuis l'adoption en 1987 de critères de qualité communs pour les eaux conchylicoles, à savoir que les virus présents dans les coquillages constituent un sujet particulier de préoccupation dans la région (WHO/UNEP, 1995).

6.5 INCIDENCES SUR LA SANTE PUBLIQUE

6-37. Il ressort clairement des relevés que de nombreux microorganismes pathogènes (bactériens, fongiques et viraux) qui sont des causes avérées de maladie chez l'homme sont répandus dans les zones marines côtières de la Méditerranée, avec un certain nombre d'espèces endémiques dans diverses zones géographiques. Des estimations OMS de 1985 font état de 12 millions de cas de diarrhée dans les pays méditerranéens de la région européenne, sur une population totale d'environ 300 millions d'habitants. Par contre, dans les autres pays européens, le nombre correspondant de cas était estimé à environ un million sur un total de 500 millions d'habitants. La même année, dans la région OMS/Méditerranée orientale, les cas de fièvres typhoïde et paratyphoïdes ont été estimés à 19,3 millions sur une population totale d'environ 99 millions d'habitants, les estimations correspondantes pour le reste de la région (Moyen-Orient, Pakistan et Afghanistan) étant de 26 millions de cas sur une population totale de 206,5 millions d'habitants (Cvjetanovic, 1989). Il est établi que le principal réservoir d'infection typhoïde est constitué d'un nombre important de porteurs dont certains manipulent des aliments dans les établissements touristiques et que le mode courant de propagation s'effectue par les aliments et les boissons. On ignore quels sont les pourcentages de ces cas imputables à l'ingestion d'eau de mer et/ou à la consommation de produits de la mer contaminés, mais la possibilité d'une propagation par l'eau de mer polluée par des eaux usées ne saurait être écartée (Cvjetanovic, 1990).

6-38. Comme on l'a vu plus haut, les incidences communiquées ici pour les divers agents pathogènes ne doivent en aucun cas être considérées comme une sorte d'investigation complète des données de la bibliographie, encore moins comme un exposé détaillé de la situation régnant actuellement quand on sait combien cette situation demande encore à être précisée. Mais il est évident que la situation actuelle entraîne des effets défavorables chez les populations locales et les touristes. S'agissant de ces derniers, mis à part l'imputation de cas d'hépatite infectieuse survenus en Allemagne à la consommation de coquillages méditerranéens contaminés (Stille *et al.*, 1972), que l'on mentionnée à la section 3 du présent document, les participants à la consultation OMS/PNUE 1989 sur la pollution microbiologique de la mer Méditerranée (WHO/UNEP, 1990) ont signalé un certain nombre d'effets nocifs sur la santé de touristes européens voyageant en Méditerranée. Une étude suédoise a révélé que 63% des cas de salmonellose relevés dans ce pays résultaient d'infections contractées à l'étranger, principalement dans des pays méditerranéens. Un autre rapport suédois a établi que 90 à 95% des lambliaoses, 10 à 16% des hépatites virales, 34 à 53% des shigelloses et 92 à 95% des cas de dysenterie amibienne étaient des cas importés. De plus, des responsables touristiques européens ont estimé que 40% des touristes séjournant dans les stations balnéaires de la Méditerranée avaient été malades à un moment ou un autre de leur séjour ou immédiatement après, un tiers d'entre eux ayant été cloués au lit et un cinquième ayant dû interrompre leurs vacances pour cette raison.

6-39. La réunion précitée a estimé que, incontestablement, une partie de cette morbidité relevée parmi les touristes était en rapport avec la consommation d'aliments impropres ou d'eau non potable, ainsi qu'avec d'autres types d'exposition, et qu'il était amplement établi que la principale source de maladie dans les zones où la mer était polluée résultait de la consommation de coquillages contaminés par des eaux usées et/ou résultait de la baignade à des plages contaminées par des eaux usées.

6-40. Il existe un certain nombre d'autres relevés associant des affections gastro-intestinales contractées par des touristes nord-européens à un séjour dans des pays méditerranéens. La très grande majorité des touristes suédois se rendent sur la rive nord de la Méditerranée. Depuis 1978, on a enregistré une augmentation considérable des cas de salmonellose et de shigellose, dont 80% contractés à l'étranger (Andersson et Böttinger, 1989). Pour plus de 75% des cas de salmonellose signalés en Norvège, il est solidement établi qu'ils ont été contractés à l'étranger (Aasen, 1989). L'augmentation globale de leur incidence depuis 1983 paraît être due uniquement à la propagation de *Salmonella enteritidis*. Des données du système norvégien de surveillance des maladies infectieuses ont révélé, au cours de cette période, une flambée de cas parmi les touristes rentrant de pays méditerranéens. Le même problème a été signalé en Finlande où *Salmonella enteritidis* est rarement décelée chez les animaux domestiques ou dans les aliments d'origine animale. Au moins 80% des infections provoquées chez l'homme par *Salmonella enteritidis* surviennent au cours d'un voyage à l'étranger ou peu de temps après, et, depuis 1883, quand s'est amorcé le boom du tourisme finlandais vers la Méditerranée, les infections dues à *Salmonella enteritidis* qui y ont été contractées ont dépassé les infections dues à d'autres sérotypes (Jahkola, 1990). Le nombre total de cas de salmonellose importés en Finlande à partir de pays méditerranéens est passé de 394 en 1980 à environ 5000 en 1988. Sur ce nombre, 97 et 3000 étaient respectivement dus à *Salmonella enteritidis*.

6-41. Les résultats de l'enquête de 1986 sur les cas de diarrhée aiguë survenus parmi 19.000 touristes allemands et suisses de retour dans leur pays ont indiqué des taux d'incidence variant de 16,0 à 56,2% pour ceux qui s'étaient rendus dans certains pays méditerranéens (Barua, 1990). Une série de quatre études non chronologiques ont été

réalisées entre 1986 et 1988 sur près de 3700 touristes autrichiens s'étant rendus dans divers pays en voie de développement. L'incidence de la diarrhée des voyageurs chez ceux qui avaient visité le sud de la Méditerranée, variant de près de 25% en hiver à plus de 50% en été, était équivalente à celle de la plupart des autres régions en développement du monde (Kollaritsch et Wiedermann, 1990). L'incidence de la diarrhée des voyageurs parmi les touristes britanniques d'un circuit organisé a été surveillée depuis 1983. Une analyse de près de 150.000 questionnaires retournés par des touristes ayant visité la Méditerranée entre avril et octobre 1988 a donné une incidence moyenne globale de 3% en avril, s'élevant à 15% en août et septembre, puis retombant à 11% en octobre. L'incidence a varié par pays et par centre touristique, des pics de 64%, 52% et 40% étant enregistrés à des mois donnés dans un pays de la rive nord et deux pays de la rive sud de la Méditerranée, respectivement.

6-42. Si ces relevés apportent une preuve de la survenue et des indications sur l'ampleur des manifestations pathologiques, l'étendue des préjudices causés à la santé dans l'ensemble de la Méditerranée et la part que représente dans ceux-ci la pollution marine restent encore à déterminer. La même conclusion est valable pour la situation de l'incidence et de la prévalence des agents pathogènes. A cet égard, si les références citées dans le présent document peuvent être considérées comme un choix assez représentatif de l'ensemble de la bibliographie pertinente dans la région, le fait que ces relevés, dont bon nombre provenant d'emplacements différents portent sur une durée de 15 ans, ne permet guère d'établir une évaluation précise de la situation globale à l'heure actuelle, bien qu'il soit manifeste qu'il existe un risque sanitaire dont le degré varie selon la sous-région considérée. En outre, il existe encore des portions étendues du littoral méditerranéen, notamment au sud et à l'est du bassin, dont les relevés sont relativement rares.

SECTION 7

CONCLUSIONS

7.1 ANALYSE DE LA SITUATION ACTUELLE EN MEDITERRANEE

7.1 Il est évident, bien que la situation se soit améliorée aux cours des dix dernières années, que des problèmes de santé publique se posent encore pour les zones côtières à usage récréatif et les zones conchylicoles dans l'ensemble de la Méditerranée. Ces problèmes ne sont pas uniformément répartis au sein de la région. Dans ces conditions, si la quantité des données microbiologiques concernant la qualité de l'eau de mer et des coquillages ainsi que des données épidémiologiques sur les effets sanitaires s'est considérablement accrue, il en faut encore bien davantage, notamment sur les parties Est et Sud de la Méditerranée, afin d'obtenir la base permettant de prendre des mesures de prévention et de lutte satisfaisantes au niveau de toute la région.

Organismes indicateurs bactériens

7.2 Un problème particulier a trait à la validité ou non, comme indice précis de qualité de l'eau, des organismes indicateurs actuellement utilisés. Les critères et normes pour les eaux à usage récréatif visent avant tout à protéger la santé de l'utilisateur. Dans le cas des eaux conchylicoles, ils visent à instaurer, de manière satisfaisante, le premier stade d'un mécanisme multistades de contrôle de la qualité destiné à protéger la santé des consommateurs des produits en question. Tout indice de qualité de l'eau doit donc être directement lié à la santé plutôt que simplement concerner le degré de pollution générale par les eaux usées, autrement dit la qualité de l'eau doit être plus directement rattachée aux constituants des eaux usées (microorganismes pathogènes) qui sont responsables d'effets nocifs sur la santé. A cet égard, les indicateurs bactériens et autres (souvent définis comme indicateurs de qualité de l'eau quant aux effets sanitaires) doivent satisfaire à certaines prescriptions qui ont été soulignées par le Groupe d'experts OMS/PNUE sur les critères sanitaires et études épidémiologiques concernant la pollution des eaux côtières (WHO/UNEP, 1977b). Des indicateurs satisfaisants doivent:

être régulièrement et exclusivement associés à des sources d'agents pathogènes ou de substances nocives;

être présents en nombre ou quantité suffisants pour fournir une estimation "précise" de la concentration des pathogènes chaque fois que celle-ci est telle que le risque de morbidité est inacceptable;

avoisiner le degré de résistance aux désinfectants et aux agressions du milieu - y compris celle qui résulte des matières toxiques ayant déposé dans le milieu aquatique - de la plupart des agents pathogènes persistants potentiellement présents à des niveaux significatifs à la source;

être quantifiables dans les eaux à usage récréatif par des méthodes suffisamment commodes et relativement bon marché permettant dans le même temps une exactitude, une précision et une spécificité excellentes.

7-3. Les raisons techniques et économiques pour lesquelles il est difficile de mesurer directement les microorganismes sur une base de routine et qui, de ce fait, obligent à les mesurer indirectement au moyen des concentrations d'indicateurs, ont été exposées à la section 4 du présent document. Il est toutefois extrêmement douteux, pour ne pas dire plus, que les seuls coliformes fécaux, pris comme indicateurs, satisfassent à toutes, et même à la plupart, des conditions énoncées au paragraphe précédent. Dans la majorité des études épidémiologiques, que ce soit en Méditerranée ou ailleurs, on a constaté que les concentrations de streptocoques étaient plus étroitement en rapport avec les effets sanitaires observés. Il conviendrait également de prendre en compte les conclusions des deux études épidémiologiques les plus vastes qui aient menées, l'une aux Etats-Unis et l'autre, plus récente, au Royaume-Uni. A la suite de la première étude dont les résultats portaient notamment sur le critère recommandé pour les effets sanitaires (Cabelli, 1983), la norme US EPA proposée pour les eaux marines de baignade, sur la base d'un taux acceptable de gastroentérite de 19 par 1000 nageurs, a été fixée à 33 entérocoques (lesquels font partie du groupe des streptocoques fécaux) par 100 ml sur une moyenne géométrique d'au moins 5 échantillons régulièrement espacés sur une période de 30 jours (US EPA, 1986). Sur la base de ce critère, on devrait s'attendre à trouver 25 à 40 cas de symptômes gastro-intestinaux par 1.000 personnes exposées à de l'eau de mer contenant une concentration de 100 entérocoques par 100 ml. Ce chiffre n'est guère éloigné des pourcentages de touristes européens présentant des troubles gastro-intestinaux après un séjour en Méditerranée (comme on l'a vu à la section 6 du présent document), bien que ces touristes aient aussi été exposés à une pollution autre que marine. Quant aux résultats de la deuxième étude, ils ont montré qu'on relevait des effets nocifs sur la santé quand les concentrations de streptocoques fécaux dépassaient 32 par 100 ml, cette relation étant dépendante des facteurs prédictifs de gastroentérite non liés à l'eau (Jones *et al.*, 1994).

7-4. Il a toujours été notoire qu'aucun indicateur n'est idéal et qu'aucun système d'indicateurs n'est parfait. Comme on l'a exposé plus haut, on s'est activement employé en Méditerranée (et ailleurs) à établir une corrélation entre la présence (et si possible la concentration) de microorganismes pathogènes, notamment de bactéries, voire de champignons, et la concentration d'un ou plusieurs organismes indicateurs bactériens dans le même échantillon. Dans presque toutes les références bibliographiques citées dans le présent document concernant les relevés de la présence et de la concentration des agents pathogènes bactériens et fongiques dans les eaux à usage récréatif et conchylicole de la Méditerranée, on a procédé à cette détermination parallèle d'indicateurs bactériens. Si un certain nombre des résultats comparatifs obtenus ont indiqué une forme de corrélation pathogènes/indicateurs, dans de nombreux cas statistiquement significatifs de diverses études on a enregistré des résultats très variables d'une étude à l'autre pour la question de savoir quel indicateur donné rendait mieux compte d'un ou plusieurs agents pathogènes précis et à quel intervalle donné de concentrations minimales de l'indicateur en question la présence de l'agent pathogène était décelée.

7-5. Pour les eaux à usage récréatif, deux grandes difficultés ont été signalées dans l'évaluation des risques (Pike, 1993). En premier lieu, mis à part les affections bactériennes, lesquelles sont rares, celles dont il est couramment fait état pour les nageurs et qui paraissent liées à une contamination fécale sont symptomatiques et ne peuvent être mises en rapport avec un agent pathogène identifiable, bien qu'elles semblent avoir une étiologie virale; en second lieu, les indicateurs microbiens de pollution fécale actuellement utilisés indiquent seulement que des agents pathogènes véhiculés par l'eau peuvent être présents et ils n'ont donc qu'une relation médiocre avec le risque encouru par la santé des nageurs. Le risque encouru par chaque sujet varie en fonction de l'immunité innée et l'immunité acquise, ainsi

qu'avec le pouvoir pathogène. On ne peut donc prévoir aucune constance du risque pour toute norme microbiologique donnée.

7-6. Les virus soulèvent un gros problème. En dehors du fait qu'ils peuvent survivre pendant très longtemps, notamment quand ils sont associés aux sédiments, on a démontré (Vasl *et al.*, 1981) qu'ils peuvent parcourir de très longues distances dans le milieu marin. La survie comparative des virus et des indicateurs bactériens a fait l'objet d'une étude récapitulative (Wheeler, 1990) à la demande de la Commission de l'environnement de la Chambre des Communes britannique lors d'une investigation sur la pollution des plages. Selon la principale conclusion de cette étude, si les bactéries rejetées par un long émissaire sous-marin typique pouvaient devenir "non décelables" dans le milieu marin quelques jours après y avoir été libérées, les virus entériques pouvaient rester présents pendant plusieurs mois à l'état infectieux et à des niveaux décelables. Si cette conclusion reposait avant tout sur les conditions régnant dans les eaux d'Europe du Nord, il a été confirmé par nombre de chercheurs qu'elle est valable dans les conditions de la Méditerranée (voir la section 2 du présent document), ce qui souligne bien que les indicateurs bactériens actuels constituent un moyen insuffisant de surveillance de la pollution virale.

7-7. Il convient de remarquer que, dans la récente proposition de la CE de nouvelle directive du Conseil concernant la qualité des eaux de baignade (CE, 1994b), les streptocoques fécaux ont été "promus" de paramètre guide à paramètre impératif. Si les entérovirus ont été maintenus, les bactériophages, qui sont de plus en plus considérés comme un bon indicateur de la présence de virus, ont été introduits comme nouveau paramètre, bien que leurs normes numériques restent à fixer.

Programme de surveillance continue de la qualité des eaux à usage récréatif

7-8. Les programmes de surveillance continue ont pour objet de fournir des données servant à la gestion et à la prise de décisions. Plus concrètement, dans le cas des eaux à usage récréatif, leurs résultats indiquent si les plages se prêtent à une nage sans danger du fait de leur conformité aux critères et normes en vigueur, et dans le cas des plages polluées, ils aident à identifier des sources de pollution effectives ou potentielles, permettant ainsi de mettre en oeuvre les mesures de réhabilitation requises. Comme on l'expose à la section 5 du présent document, les résultats de la surveillance continue pratiquée dans les quatre Etats méditerranéens membres de la CE ont fait ressortir une évolution favorable de la qualité des plages de baignade au cours des dernières années. Par contre, les données regroupées des treize autres Etats méditerranéens soumettant leurs résultats de la surveillance dans le cadre du MED POL ne permettent de relever aucune évolution d'ensemble bien nette. Les progrès enregistrés dans le premier groupe de pays sont accentués par le fait que les résultats sont basés sur trois organismes indicateurs, comprenant à la fois les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux. De plus, bien qu'elle ne soit pas prise en compte dans l'évaluation, la détermination de la présence des salmonelles et des entérovirus est également effectuée, bien qu'à un degré moindre. Pour le deuxième groupe de pays, une évaluation par pays, solution que l'on a écartée d'avance pour le présent document, aurait permis de se forger un tableau plus exact. Il est néanmoins patent que, dans un certain nombre de pays, la qualité des eaux de baignade ne s'est pas sensiblement améliorée au cours des dix dernières années, et ce en raison de l'absence de mesures antipollution à la source. Pour sauvegarder la santé humaine et empêcher la baignade dans des zones médiocres jusqu'à ce que les mesures nécessaires aient été mises en oeuvre, les programmes de surveillance demandent à être renforcés dans une partie importante de la Méditerranée.

7-9. Pour les zones de plaisance, en dehors du fait qu'elle se limite en principe à la seule masse d'eau, la surveillance continue est généralement circonscrite à ce que l'on peut appeler la "zone stricte de baignade". Cette question demande à être reconsidérée. Les développements technologiques de l'utilisation du milieu aquatique à des fins récréatives ont élargi la gamme des options de loisir traditionnelles telles que la baignade et la nage pour inclure maintenant d'autres activités comme la plongée en scaphandre autonome, la pêche sous-marine, le surf, etc, si bien que la qualité requise concerne désormais une superficie et une profondeur bien plus étendues et que les procédures d'évaluation du risque doivent prendre en compte de nouvelles modalités d'exposition parmi les divers groupes pratiquant ces sports aquatiques (Saliba, 1993). Plusieurs risques microbiologiques ont été associés à des sports aquatiques, même si, jusqu'à présent, les preuves d'un risque important pour la santé restent restreintes (Philipp, 1991b). Peu de travaux ont, comparativement, été réalisés sur ce sujet, et la vogue croissante des sports aquatiques sur le pourtour de la Méditerranée justifie amplement que l'on comble cette lacune.

Assurance qualité des données

7-10. L'assurance qualité des données fait partie intégrante de tout programme de surveillance continue, puisqu'il convient de prendre des décisions en se fondant sur des données exactes. Cet aspect a fait l'objet d'une attention toute particulière au cours de MED POL - Phase II. Du fait des problèmes logistiques posés par la fragilité des échantillons bactériens sur des délais prolongés, il n'a pas été possible de réaliser des exercices d'interétalonnage selon les modalités qui ont normalement cours avec les échantillons chimiques et qui consistent à distribuer des échantillons étalons aux laboratoires méditerranéens puis à évaluer la qualité des analyses en fonction des résultats obtenus. Pour les méthodes microbiologiques, l'OMS a donc organisé, entre 1982 et 1993, une série d'exercices d'interétalonnage d'une conception différente. Chaque exercice avait lieu dans un laboratoire hôte sélectionné, avec un certain nombre de participants (une vingtaine en moyenne) provenant de divers laboratoires méditerranéens pratiquant l'analyse de l'eau de mer et des coquillages. Les participants déterminaient les concentrations bactériennes dans le même échantillon et sous les mêmes conditions de laboratoire, puis ils interprétaient les résultats selon des instructions très précises. Les résultats obtenus étaient généralement variables, bon nombre de ces variations étant attribuées aux différences d'expérience individuelle. La nécessité d'une formation s'est alors imposée et, en dehors des dispositions prises pour organiser cette formation au niveau individuel, à partir de 1988 les exercices d'interétalonnage ont été combinés avec des cours de formation. Dès 1977, l'OMS avait émis des lignes directrices concernant la surveillance microbiologique, et à partir de 1982 elle a élaboré et publié des méthodes recommandées pour la détermination des concentrations de divers paramètres microbiologiques dans l'eau de mer, les coquillages et les eaux usées. L'ensemble de ces documents ont été récemment mis à jour et étoffés, et réédités sous forme de lignes directrices détaillées pour la surveillance sanitaire des zones à usage récréatif et des zones conchylicoles, ces lignes comportant des recommandations générales, des méthodes recommandées pour la détermination des organismes indicateurs bactériens et de quelques agents bactériens pathogènes, des méthodes statistiques d'interprétation des résultats et des recommandations pour le contrôle de la qualité du laboratoire (OMS/PNUE, 1994c). Une généralisation du recours à cette publication dans la région servirait grandement à obtenir de meilleurs résultats dans le cadre de la surveillance continue. Bien que, dans l'ensemble, la qualité des laboratoires méditerranéens se soit sensiblement améliorée au cours des vingt dernières années, leurs effectifs ont encore besoin d'une formation et un

certain nombre d'entre eux doivent pousser leurs performances si l'on veut obtenir la haute qualité requise de résultats.

Qualité des plages

7-11. Le seul examen de l'eau, qui est la méthode pratiquée en Méditerranée ou ailleurs, n'est pas suffisant pour évaluer les risques effectifs ou potentiels pour la santé. Aux stations balnéaires et plages de la Méditerranée, une grande partie du temps est passée sur le sable - c'est notamment le cas des jeunes enfants. La présence d'agents pathogènes dans le sable a été amplement démontrée (voir section 3 du présent document), et un certain nombre d'affections gastro-intestinales peuvent être contractées par contact avec ce milieu particulier qui, jusqu'à présent, ne faisait pas l'objet d'une surveillance régulière. Dans les eaux peu profondes, où les enfants ont l'habitude de jouer, les bactéries contenues dans le sable ou les sédiments du fond peuvent être transférées par l'agitation des baigneurs à la colonne d'eau immédiatement sus-jacente. Par ailleurs, l'ensemble de la plage doit être perçu comme un ensemble complexe et indissociable où les déficiences des installations - toilettes, douches, services de restauration, etc. - peuvent contribuer au risque sanitaire global au même titre qu'une qualité médiocre de l'eau.

7-12. La qualité esthétique des eaux de plaisance et du milieu environnant est extrêmement importante pour la psychologie et le bien-être des usagers. Une qualité esthétique médiocre des eaux récréatives peut également impliquer une qualité microbiologique/chimique médiocre. Parmi les polluants visibles et inesthétiques, on relève les restes et emballages alimentaires, les ordures ménagères, les poissons, oiseaux ou autres animaux morts, l'écume algale, les produits chimiques, les huiles, les graisses, les détergents, les objets flottants en bois ou en plastique, les feuilles de polyéthylène, les sacs en plastique, les atomiseurs, le caoutchouc, le verre, les déchets médicaux et hygiéniques. C'est pourquoi on a défini la valeur esthétique des eaux à usage récréatif comme devant être exempte : a) de matières visibles sédimentant pour former des dépôts désagréables, b) de débris, huiles, écume et autres matières flottantes, c) de substances responsables de sensations désagréables par leur couleurs, odeurs, goûts ou la turbidité qu'elles provoquent, et d) de substances et conditions - ou combinaisons de celles-ci - à l'origine d'une faune ou d'une flore aquatiques indésirables (WHO/UNEP, 1995).

Critères et normes

7-13. Comme on l'a vu à la section 4, les normes microbiologiques pour les eaux de baignade et les eaux conchylicoles, en dehors du fait qu'elles reposent sur les concentrations d'un ou plusieurs organismes indicateurs bactériens, sont extrêmement variables d'un pays à l'autre. Si certaines peuvent être aisément considérées comme étant plus sévères, il en est bon nombre qui ne se prêtent pas à cette sorte de comparaison. Et en plus des normes proprement dites, les méthodes d'analyse sont aussi, comme on l'a vu, plus ou moins variables selon que l'on adopte l'un ou l'autre des deux grands modèles en usage (filtration sur membrane et nombre le plus probable) et selon les divers milieux de culture employés. Et puis il y a la question cruciale du contrôle de la qualité qui varie aussi selon les laboratoires.

7-14. Il est donc patent qu'il importe non seulement d'actualiser les paramètres actuels de la surveillance mais de s'employer sans relâche et plus activement à réduire au minimum les

différences qui existent, d'un pays à l'autre, dans les critères et normes de qualité microbiologique. Cette harmonisation devrait également s'étendre à la manière dont les normes font l'objet d'une application effective. Naturellement, et pour bien des raisons, il ne devrait pas être possible d'obtenir une harmonisation complète, sans compter du reste que celle-ci n'est pas absolument nécessaire du point de vue la protection de la santé: plusieurs systèmes peuvent être tout aussi satisfaisants pris séparément. Cependant, réduire au minimum les différences tout en assurant, quand il y a lieu, le plus haut degré possible d'amélioration de la situation devrait permettre d'empêcher des comparaisons intra-régionales ou inter-régionales peu souhaitables, notamment par les organisations touristiques.

Eaux conchyloles et coquillages

7-15. Les eaux conchyloles méritent une attention particulière et il est dommage que le manque de données tirées de leur surveillance ne permette pas de procéder à une évaluation de la situation actuelle et des éventuels progrès accomplis depuis l'évaluation de 1985, laquelle, en dehors du fait qu'elle ne rendait compte que de l'évolution intervenue entre 1976 et 1981, reposait sur un nombre insuffisant de zones pour justifier une extrapolation à l'ensemble de la région. Bien que les différences dans les normes ne soient pas, pour ces eaux, aussi accusées que dans le cas des eaux à usage récréatif, se fonder uniquement, en pratique, comme le font plusieurs pays, sur un seul indicateur bactérien et sur quatre échantillonnages par an, ne paraît pas suffisant pour juger de l'acceptabilité d'une zone marine de conchyliculture, et certainement pas pour juger de celle de coquillages destinés à la consommation. Pour pallier à cette difficulté, de nombreux pays imposent des normes de qualité strictes pour les coquillages destinés à la consommation par le biais de leur législation en matière de santé publique. La situation générale doit être appréciée en fonction de l'incidence des affections et troubles gastro-intestinaux parmi les populations résidentes et les touristes du littoral, et cette incidence suscite des préoccupations. Bien entendu, les statistiques de morbidité globale sont à elles seules insuffisantes, puisque pratiquement toutes les affections dues à des agents pathogènes peuvent être contractées au contact de milieux autres que le milieu marin - c'est en fait le cas pour la plupart d'entre elles. Par exemple, au cours des quatorze années comprises entre 1973 et 1996, 3144 isolats de salmonelles provenant d'aliments ont été examinés par le Centre national pour les entérobactéries, à Rome, et dans les trois Centres régionaux de Milan, Palerme et Pise (Fantasia *et al.*, 1989). Les aliments les plus fréquemment contaminés étaient de la viande fraîche et traitée, représentant respectivement 51,3 et 20,4% des échantillons. Le compte rendu ne précise pas de quels types d'aliment se composaient les échantillons restants. La plupart des rapports statistiques sur la morbidité offrent ce caractère trop général qui ne permet guère d'établir une relation claire de cause à effet. Il existe toutefois, comme on l'a vu précédemment, un certain nombre de cas qui ont été consignés et où une relation effective entre poussées épidémiques et incidence d'une part, et coquillages contaminés de l'autre, a été établie de manière probante.

7-16. Le problème des biotoxines algales présentes dans les coquillages a été soulevé assez récemment en Méditerranée, et en dehors des relevés cités précédemment, la situation générale reste encore fort mal connue. C'est pourquoi il convient d'abord de recueillir davantage de données, notamment dans les zones notoirement sujettes à des phénomènes réguliers ou sporadiques d'eutrophisation. Le projet d'un document très détaillé sur l'état de l'eutrophisation en mer Méditerranée (PNUE/FAO/OMS, 1995), qui a été établi récemment, contient, sur les algues toxiques, un grand nombre de données dont certaines ont été reprises

ici. Mais une pareille étude sert d'abord à démontrer qu'il faut mener de nouvelles investigations plus poussées dans les zones appropriées.

Législation interne et organisation administrative

7-17. L'enquête de 1976-1977 sur les polluants d'origine tellurique en Méditerranée (PNUE/CEE-ONU/ONUDI/FAO/UNESCO/OMS/AIEA, 1984) comportait un tour d'horizon des pratiques législatives dans la région. Il en était conclu que les promulgations régissant les divers aspects de la pollution marine avaient tendance à s'éparpiller en décrets et règlements destinés à bien d'autres fins, et que parfois les seules dispositions antipollution effectives et coercitives étaient celles qui relevaient de la législation concernant l'aménagement du territoire. Quand, comme cela était le cas dans certains pays, il existait une législation complète concernant l'eau, elle comportait en général des dispositions sur la protection des eaux côtières, les moyens de contrôle variant largement selon le degré de décentralisation. Dans quelques pays, le pouvoir central imposait des normes assez détaillées qui étaient applicables au niveau national. Ou bien il pouvait y avoir une classification précise des eaux réceptrices avec des normes d'effluents correspondantes autorisant une certaine marge de manoeuvre décisionnelle au plan local. Parmi les pays pratiquant depuis longtemps la gestion de l'eau, on relevait une désaffection à l'égard des normes nationales et un transfert de pouvoir aux organes locaux, la législation tendant à favoriser la délégation de l'autorité en laissant à ces derniers la responsabilité de l'exécution.

7-18. Depuis lors, la législation concernant la prévention et la lutte antipollution s'est largement renforcée dans la plupart des pays, en Méditerranée comme ailleurs. S'agissant de la qualité des eaux à usage récréatif et des eaux conchylicoles, cela s'est généralement - mais pas toujours - traduit par un transfert d'attributions des ministères de la santé aux ministères de l'environnement nouvellement créés, et le contrôle de la qualité de ces eaux est devenu partie intégrante de l'ensemble de la législation sur l'environnement et non plus, comme c'était habituellement le cas auparavant, de la législation sur la santé publique. Cette dichotomie, qui faisait qu'un ministère était chargé de l'application de ces normes alors que l'autre entendait manifestement conserver une partie de ses anciennes prérogatives en raison des incidences de cette application en matière de santé publique, aboutissait dans certains pays à des conflits d'attributions entre ces ministères (Saliba, 1993). Le fait que la lutte contre la pollution par les eaux usées entreprise à la source, qui constitue la seule mesure efficace pour protéger les eaux côtières à usage récréatif et conchylicole contre la pollution microbiologique, nécessite l'aménagement de stations d'épuration des eaux usées et d'émissaires sous-marins, ce qui est normalement du ressort d'autres ministères que ceux de l'environnement ou de la santé, ne fait que compliquer encore le problème administratif. Dans le même temps, la tendance à l'harmonisation des normes au plan international (comme c'est le cas au sein de la Communauté européenne et, de manière indépendante, en Méditerranée et dans d'autres mers régionales) a entraîné un retour à des normes instaurées au plan national, bornant le rôle des organes locaux à celui d'exécutants.

7-19. L'une des conséquences de ce que l'on peut appeler un "malentendu administratif" dans un certain nombre de pays méditerranéens est que l'Unité de coordination du Plan d'action pour la Méditerranée manque relativement d'informations et de données sur plusieurs aspects de l'organisation et des programmes de lutte contre la pollution marine, ce qui, à son tour, aboutit à une base régionale incomplète et peut-être erronée pour les évaluations d'ensemble et par pays de la qualité des eaux à usage récréatif et conchylicole dans la région, et des mesures mises en oeuvre pour les protéger et les améliorer.

7.2 MESURES RECOMMANDEES

7-20. Un certain nombre de mesures devraient être prises dans l'immédiat par les pays de la région. Ces mesures concernent: a) l'adoption de critères microbiologiques et normes microbiologiques plus réalistes pour la qualité des eaux côtières à usage récréatif, b) une réexamen des critères et normes actuels pour la qualité des eaux conchylicoles en vue d'approuver et d'adopter une version remaniée répondant mieux aux impératifs de santé, c) une poursuite des études nécessaires pour combler les lacunes les plus importantes existant dans les informations disponibles, et d) l'accélération de la mise en oeuvre de la partie de la Déclaration de Gênes de 1985 concernant la mise en place de stations d'épuration et d'émissaires d'eaux usées pour les villes et agglomérations, afin de permettre la lutte à la source contre la pollution par les eaux usées.

Critères et normes pour les zones côtières à usage récréatif

7-21. L'évaluation 1991 de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les microorganismes pathogènes (PNUE/OMS, 1991), qui a été adoptée par les Parties contractantes (1991), spécifiait dans ses conclusions que les critères provisoires de qualité du milieu pour les eaux de baignade adoptées conjointement par les Parties contractantes en 1985 devaient être clairement reconnues pour ce qu'elles étaient réellement, à savoir une mesure palliative minimale transitoire basée sur les capacités immédiates du plus petit dénominateur commun, et qu'il importait que la planification à long terme, notamment dans la conception des installations de traitement et d'élimination, ne soit pas effectuée sur la seule base de ces critères. L'évaluation spécifiait pareillement qu'il faudrait, en dernier ressort, mettre au point des critères et normes modifiées sur la base d'indicateurs plus fiables. Il n'était pas recommandé de prendre expressément des mesures pour modifier les critères en vigueur au moment de la publication de l'évaluation, fût-ce à nouveau à titre provisoire, du fait que la situation générale concernant la validité de plusieurs indicateurs bactériens alors en vigueur était mouvante, bien que le document recommandât de s'employer, chaque fois que c'était possible, à mesurer les streptocoques fécaux en plus des coliformes fécaux, sur la base soit des critères proposés initialement par l'OMS/PNUE en 1985, soit des concentrations guides de la directive CEE de 1975 relative à la qualité des eaux de baignade, s'il était possible de le faire sans modifications majeures de la législation.

7-22. La situation n'est plus tout à fait la même aujourd'hui. On dispose désormais d'éléments suffisants pour affirmer que le seul indicateur bactérien en usage n'est pas satisfaisant pour l'évaluation de la qualité des eaux à usage récréatif visant à éviter des risques pour la santé. Il convient donc d'envisager de nouvelles normes de qualité sur la base conjointe des concentrations de coliformes fécaux et des concentrations de streptocoques fécaux. Ces normes devraient être fixées à des valeurs correspondant à celle qui est actuellement utilisée pour les coliformes fécaux, soit à la valeur guide CE (et *pas seulement* à la valeur impérative). Si l'on retenait la première, il s'ensuivrait que, pour chaque paramètre, 50% des échantillons ne devraient pas dépasser 100 unités CFU ("Colony Forming Units") par 100 ml, et que 90% des échantillons ne devraient pas dépasser 1000 CFU par 100 ml, ce qui reviendrait à la proposition initiale de l'OMS/PNUE en 1985. Si cette dernière était prise comme base, et en convertissant les listes d'échantillons non conformes par nombre total analysé en un pourcentage commun, on obtiendrait alors selon chaque cas: 80% des échantillons ne devant pas dépasser 100 CFU par 100 ml, et 95% ne devant pas dépasser 2000 CFU (coliformes fécaux) et 400 CFU (streptocoques fécaux). Il n'existe pas dans l'ensemble de différence réelle entre les deux options, bien que des circonstances locales

particulières puissent rendre l'une ou l'autre plus contraignante pour des plages données. Compte tenu du fait que les deux grandes études épidémiologiques menées dans des zones et à des époques différentes avaient l'une et l'autre permis l'observation d'effets nocifs pour la santé quand la concentration de streptocoques fécaux dépassait légèrement 30 CFU par 100 ml, on ne saurait qualifier aucune de ces deux options comme étant d'une rigueur inutile. La fréquence d'échantillonnage devrait être plus nettement spécifiée et fixée à un minimum de deux fois par mois au cours de la saison de baignade, et éventuellement associée à un minimum de 10 échantillonnages par an.

7-23. Les entérovirus devraient absolument être introduits comme paramètre, en s'inspirant de la directive CE (zéro germe par 10 litres, à des intervalles mensuels d'échantillonnage). Cette introduction pourrait soulever des problèmes de nature technique dans certains pays dont les laboratoires ne sont pas équipés pour effectuer cette analyse. Mais les virus représentent actuellement le risque principal dans les eaux de baignade en raison de leur persistance, de leur faible dose infectante et de l'absence de corrélation entre leur présence et celle des indicateurs bactériens. Leur importance dans d'autres matrices (autrement dit en dehors du milieu marin) justifie l'existence dans chaque pays d'au moins un laboratoire pleinement équipé, et des échantillonnages mensuels au cours de la saison de baignade devraient impliquer le prélèvement de quatre à cinq échantillons par an à chaque site d'échantillonnage. Les difficultés soulevées au départ pourraient être surmontées en fixant une date ultérieure d'entrée en vigueur de la composante "entérovirus" dans les nouvelles normes, ou en restreignant l'analyse des entérovirus aux seuls cas où l'on soupçonne leur présence. Il reviendrait donc aux autorités sanitaires nationales ou locales de décider de cette forme de surveillance.

7-24. La situation concernant les salmonelles dans l'ensemble de la Méditerranée justifie amplement qu'on les introduise comme paramètre impératif de la surveillance, en s'inspirant au besoin de la directive CE de 1975 (zéro germe par litre lorsqu'on a des indices de leur présence possible). Il reviendrait aux autorités nationales de décider des moments précis auxquels cette analyse serait effectuée. Cette introduction ne devrait pas soulever de grosses difficultés techniques puisque les salmonelles sont l'agent pathogène le plus couramment surveillé dans d'autres milieux comme les aliments et l'eau de boisson dans l'ensemble des pays méditerranéens. Autre solution, on pourrait retenir comme base la procédure proposée pour adoption dans la nouvelle directive CE, ce qui oblige les autorités nationales compétentes à identifier tous les rejets susceptibles de véhiculer les salmonelles jusqu'aux zones de baignade et de prendre les mesures appropriées pour éviter la pollution à partir de ces sources. A cet égard, il convient de souligner que la décision de la CE de modifier le statut des salmonelles a reposé sur le fait que, tout comme les entérovirus, elles peuvent pénétrer dans les eaux de baignade par de nombreuses voies qui ne sont pas toutes contrôlables par les Etats membres et que la nature ubiquitaire du paramètre excluait d'avance toute mesure qui aurait garanti la conformité à la norme. On estime que la situation concernant les salmonelles en Méditerranée n'est pas tout à fait la même que celle qui a cours en Europe (en prenant chaque région dans son ensemble) et qu'il est douteux que la dernière option puisse résoudre le problème, même si la clause générale d'interdiction de la baignade en cas de menace pour la santé publique (figurant à l'article 7(1) de la directive CE) est adoptée en Méditerranée. Tout compte fait, la méthode principale d'appréciation des menaces pour la santé publique consiste en la surveillance continue des milieux appropriés. Peut-être y aurait-il lieu, dans un premier temps, d'adopter la même procédure que pour les entérovirus, autrement dit de confier aux autorités sanitaires nationale ou locales le soin de décider de cette forme de surveillance.

Assurance qualité des données

7-25. Depuis 1994, des cours de formation/exercices d'interétalonnage concernant les méthodes microbiologiques sont organisés à un niveau national, avec le concours financier et autre du MED POL. Aussi longtemps que ces cours doivent se poursuivre, il convient de prendre des dispositions à l'intention des pays où le nombre et les effectifs des laboratoires sont trop restreints pour qu'on y envisage l'organisation de cours nationaux d'un niveau suffisamment élevé de participation. On pourrait alors à cet effet inclure des participants de deux ou trois pays dans un même cours, sans supprimer complètement les cours "internationaux" traditionnels. Ces exercices sont les seuls qui aient permis non seulement de procéder à des comparaisons entre différents laboratoires mais aussi de réunir des participants provenant de divers pays dans un environnement de travail se prêtant particulièrement à l'examen des problèmes communs.

7-26. Les ressources financières disponibles pour le MED POL ne permettent d'organiser que des sessions de formation individuelle et collective de durée assez courte. Il faut donc retenir une formation à base de "familiarisation" s'adressant à des participants déjà au fait des procédures pertinentes et qui ont surtout besoin d'une mise à jour. Quant à l'indispensable formation à long terme aux méthodes microbiologiques, il faudra que les pays continuent à l'organiser avec leurs ressources propres. Le coût de cette formation, tout comme celui de l'équipement et de l'entretien des laboratoires, serait réduit de beaucoup si, chaque fois que c'est possible, les travaux en question étaient confiés au sein des pays à des laboratoires déjà existants comme ceux qui sont chargés de l'analyse de l'eau de boisson, même si ces laboratoires relèvent de ministères ou d'organismes nationaux ou locaux différents de ceux qui ont la responsabilité de la qualité des eaux de baignade et des eaux conchylicoles.

Qualité des zones et des plages de baignade

7-27. La résolution méditerranéenne de 1985 énonçant des critères provisoires de qualité du milieu pour les eaux de baignade ne donnait pas de définition des zones de baignade. Cela devrait être fait, et la définition donnée à l'article 1 de la directive CEE pourrait éventuellement être adoptée. De même, les Etats méditerranéens devraient être invités à recenser sur leur territoire les zones de baignade qui répondent à cette définition et à en fournir une liste à l'Unité du Plan d'action pour la Méditerranée.

7-28. Comme on l'a vu, il existe un certain nombre d'affections gastro-intestinales associées à la baignade qui ne paraissent pas être en rapport avec le degré de pollution des eaux à usage récréatif par les eaux usées. Les éléments fournis par plusieurs études indiquent que la survenue de ces cas pourrait être due à des sujets déjà infectés qui contaminent l'eau, et ce conjointement avec la surfréquentation de certaines plages. Il n'est manifestement pas possible d'avoir prise sur le premier phénomène, mais on pourrait, dans les divers pays qui connaissent ce problème, étudier la possibilité de réduire la surfréquentation des plages, au besoin en étendant la superficie de plage disponible. La question de l'hygiène générale des plages, comme on l'a exposé aux paragraphes 7-10 et 7-11, devrait être examinée en vue d'éventuelles mesures correctives.

Critères et normes pour les eaux conchylicoles

7-29. Les critères et normes pour les eaux conchylicoles adoptés en 1987 sont, comme on l'a déjà souligné, basés sur la surveillance d'un seul indicateur bactérien (coliformes fécaux) à des intervalles de trois mois. D'un côté, on peut avancer que cette mesure représente tout au plus une phase préliminaire de dépistage destinée uniquement à juger de l'acceptabilité d'une masse d'eau donnée comme milieu de conchyliculture, et qu'il existe une procédure de dépistage plus rigoureuse comportant à la fois, s'il y a lieu, une épuration et une analyse plus poussée d'une gamme élargie de paramètres microbiologiques au cours de la période comprise entre la récolte et la vente aux consommateurs. D'un autre côté, comme on l'a vu précédemment, il n'est pas suffisant de se fonder sur un seul paramètre bactérien mesuré à des intervalles espacés, même pour juger de l'acceptabilité d'une zone, et il existe au moins un pays méditerranéen où la conformité à ces normes permet d'accepter les coquillages destinés à la consommation sans autres procédures de contrôle. Par ailleurs, alors que la majeure partie de la production de coquillages est soumise à des procédures de contrôle sanitaire après récolte, on ne dispose guère d'informations sur les quantités de coquillages récoltées à l'état sauvage et sur la proportion de celles-ci qui échappe à la procédure de contrôle normal entre la récolte et la consommation.

7-30. Si, dans l'immédiat, une mesure de révision des normes ne paraît pas s'imposer, il convient par contre de poursuivre les études pour savoir s'il faut augmenter le nombre des paramètres à surveiller et, dans l'affirmative, pour déterminer les nouveaux paramètres à introduire et reconsidérer la question de la fréquence d'échantillonnage. Les Parties contractantes devraient élaborer et adopter une résolution dans ce sens à la première occasion. Elles devraient aussi, dans la même résolution, au titre de mesures transitoires en attendant les résultats de ces études, s'engager a) à surveiller tous les nouveaux paramètres que l'on jugerait nécessaires pour des raisons de santé publique, b) recenser les zones naturelles dans lesquelles des coquillages poussent et sont récoltés, et veiller à ce que ces zones soient surveillées conformément aux dispositions des critères de qualité actuellement en vigueur, et c) comme c'est déjà le cas dans certains pays, interdire la vente des coquillages provenant de zones non agréées, et avertir le public des risques encourus par suite de la consommation de coquillages recueillis à l'état sauvage dans ces zones à un niveau individuel et non commercial.

Recherche microbiologique et épidémiologique

7-31. Les pays devraient encourager les grands axes de recherche ci-après, au sein comme en dehors du MED POL:

Des études microbiologiques pour répondre à la nécessité d'une liste plus complète des microorganismes dont il convient de déterminer la présence et (si possible) la concentration dans les effluents urbains et dans les zones marines (à usage récréatif et conchylicole) connues pour être affectées par ces effluents. On obtiendrait ainsi des données essentielles pour la conception des nouvelles stations d'épuration et de nouveaux émissaires à ces emplacements, et pour apporter d'éventuelles modifications aux installations existantes.

Des études sur la qualité esthétique et hygiénique des plages afin de déterminer pour chacune d'entre elles si des améliorations sont requises. Dans ce cadre, l'analyse d'échantillons de sable provenant des principales plages pour y rechercher des bactéries et des champignons devrait constituer une première étape essentielle. Les résultats de ces études permettraient d'établir si les risques sanitaires résultant du sable et des sédiments pollués sont tels qu'ils appellent pour l'avenir l'instauration de critères et normes applicables à ces milieux.

Des études épidémiologiques sur la corrélation entre la qualité des eaux à usage récréatif et les effets observés sur la santé parmi des groupes de population exposés, en y englobant les principales zones de sports aquatiques (comme la baignade). On obtiendrait ainsi une indication utile sur l'efficacité ou non des normes de qualité en vigueur.

Des études épidémiologiques afin d'établir une corrélation entre l'incidence de maladies et troubles donnés et la surfréquentation des plages.

Des études et investigations épidémiologiques visant à établir dans quelle mesure les aliments contaminés (par rapport à d'autres sources) sont responsables de la survenue d'affections et de troubles gastro-intestinaux parmi les populations locales et les touristes.

Des études microbiologiques permettant d'établir une corrélation entre la concentration d'organismes indicateurs bactériens et la présence et concentration d'agents pathogènes comme les salmonelles. Comme cette corrélation doit varier d'un emplacement à l'autre selon la proportion d'individus atteints et porteurs au sein de la collectivité, les études devront être réalisées dans un certain nombre de localités. Les résultats permettraient d'indiquer quand il conviendrait de déterminer des paramètres supplémentaires à toute localité donnée pour obtenir une appréciation plus exacte des risques sanitaires.

Des études microbiologiques où l'on s'emploiera à interpréter l'importance pathogène réelle d'agents tels que les salmonelles et les entérovirus dans des échantillons d'eau de mer.

Des investigations sur la présence et la concentration des microorganismes pathogènes, notamment des virus, dans les échantillons prélevés dans des eaux conchylicoles considérées comme acceptables selon les critères et normes en vigueur, et dans les échantillons de coquillages après épuration, en vue de réexaminer l'efficacité des techniques d'épuration en usage, et de l'instauration ultérieure de critères pour les virus.

Des études destinées à améliorer les méthodes microbiologiques actuelles de détermination des concentrations d'organismes pathogènes et indicateurs dans les conditions méditerranéennes, y compris la mise au point de technique moins coûteuses de détermination des virus.

Des études sur la survie et l'adaptation des microorganismes indicateurs libérés dans le milieu marin de la Méditerranée, et notamment sur les mécanismes responsables de cette adaptation.

Des études visant à étoffer les bases de données actuelles sur les proliférations anormales d'algues dans les zones de la Méditerranée sujettes à des phénomènes réguliers ou sporadiques d'eutrophisation.

Maîtrise de la pollution par les eaux usées à la source

7-32. Etant donné que, dans plusieurs secteurs de la Méditerranée, les eaux usées municipales sont encore rejetées en mer à l'état brut ou partiellement traitées, les pays devraient accélérer dans toute la mesure du possible l'aménagement de stations d'épuration et d'émissaires sous-marins conformément à la Déclaration de Gênes de 1985. Cela est essentiel pour la réhabilitation des zones de baignade et de conchyliculture actuellement soumises à une pollution par les eaux usées.

Organisation administrative au sein des divers pays et communication des informations

7-33. Les pays méditerranéens devraient, en tant que de besoin, renforcer leurs mécanismes de prévention et de lutte antipollution (y compris leur organisation administrative interne et leurs liaisons interministérielles quand il y a partage des attributions) de manière à éviter que les efforts ne se recoupent, à réconcilier les intérêts divergents et à permettre l'application la plus effective possible des normes adoptées. Les pays devraient également veiller à ce que tous les détails pertinents de leurs législations, programmes et mesures adoptés en vertu des dispositions de la Convention de Barcelone et de ses Protocoles soient communiqués au Secrétariat du Plan d'action pour la Méditerranée, ainsi qu'il est prévu par la dite Convention et ses Protocoles.

REFERENCES

- AASEN, S. (1989).** *Salmonella enteritidis* infection in Norwegian tourists. In Pasini, W. (Ed.): *Tourist Health: A New Branch of Public Health, Vol. II.* pp. 59-61. WHO Collaborating Centre for Tourist Health and Tourist Medicine, Rimini, Italy.
- ABDUSSALAM, M. (1990)** Salmonellosis in tourists and other travellers. In: Pasini, W. (Ed.): *Proceedings of the Second International Conference on Tourist Health, March 15-18, 1989, Rimini (Italy)*, pp. 48-55. WHO Collaborating Centre for Tourist Health and Tourist Medicine, Rimini, Italy.
- AKIN, E.W., HILL, F.W.Jr. and CLARK, N.A. (1975)** Mortality of enteric viruses in marine and other waters. In Gameson, A.L.H. (Ed): *Discharge of sewage from long sea outfalls.* pp. 202-235. Pergamon Press, London.
- ALONSO MOLINA, J.L., PERIS AGUIRRE, I. and AMOROS MUNOZ, I. (1984)** Occurrence of *Pseudomonas aeruginosa* and *Salmonella* in Valencia coastal waters. *Proceedings of the VIIth ICSEM/UNEP Workshop on Pollution of the Mediterranean, Lucerne, Switzerland, 11-13 October 1984.* pp 587-595. International Council for the Scientific Exploration of the Mediterranean (ICSEM), Monaco.
- ALONSO MOLINA, J.L., AMOROS MUNOZ, I. and BOTELLA, M.S. (1993)** *Control of intestinal pathogens (Campylobacter and Aeromonas) in marine coastal recreational areas in Valencia, Spain.* MAP Technical Reports Series, No. 75. United Nations Environment Programme, Athens.
- ANDERSSON, Y. and BÖTTINGER, M. (1989).** Two communicable diseases as measures of diarrhoeal illness among Swedish travellers. In Pasini, W. (Ed.): *Tourist Health: A New Branch of Public Health, Vol. II.* pp. 25-34. WHO Collaborating Centre for Tourist Health and Tourist Medicine, Rimini, Italy.
- APHA / AWWA / WPCF (1985)** *Standard methods for the examination of water and wastewater, 18th Edition.* American Public Health Association, Washington D.C.
- ARAUJO, R.M., ARRIBAS, R.M., LUCENA, F. and PARES, R. (1988)** Distribution of mesophilic aeromonads in temperate aquatic habitats: relationship with faecal indicator parameters. *IAWPRC Newsletter*, **13**: 37.
- AUBERT, M. (1988)** *Théorie générale de l'eutrophisation.* In Stirn, J. (Ed.) UNESCO Reports in Marine Sciences, No. 49. UNESCO, Paris.
- AUBERT, M. and AUBERT, J. (1969).** *Océanographie Médicale.* Gauthier Villars, Paris.
- BAINÉ, W.B. ZAMPIERI, A. and MAZZOTTI, M. (1974)** Epidemiology of Cholera in Italy in 1973. *Lancet*, **1974**: 1370-1381.
- BARER, M.R., MILLERSHIP, S.E. and TABAQCHLI, S. (1986)** Relationship of toxin production to species in the genus *Aeromonas*. *Journal of Medical Microbiology*, **22**: 303-309.

- BARUA, D. (1990)** Acute diarrhoeas (other than cholera, salmonellosis and shigellosis) as a health problem of tourists. In: Pasini, W. (Ed.): *Proceedings of the Second International Conference on Tourist Health, March 15-18, 1989, Rimini (Italy)*, pp. 56-65. WHO Collaborating Centre for Tourist Health and Tourist Medicine, Rimini, Italy.
- BELIN, C., BERTHOMÉ, J.P. and LASSUS, P. (1989)** Dinoflagelles toxiques et phénomènes d'eaux colorées sur les côtes françaises: évolution et tendances entre 1975 et 1988. *Hydroécologie*, 1/2: 3-17.
- BENJAMIN, J., LEAPER, S.M., OWEN, R.J. and SKIRROW, M.B. (1983)** A new species of thermophilic *Campylobacter*. *Current Microbiology*, 8: 231-238.
- BERLAND, B. and BELLAN, G. (1990)**. *Identification of algae and related biotoxins*. Paper presented at WHO Working Group on health impact from human exposure to recreational waters, Rimini, 27 February - 2 March 1990.
- BERNARD, P. (1985)** *Utilisation de la méthode de filtrations par membranes filtrantes pour la recherche de divers Candida dans les sables des zones marines à vocation balnéaire*. MED POL Research Project Final Report.
- BERNARD, P., GUEHO, E. and PESANDO, D. (1988)**. *Recherche de dermatophytes et de moisissures pathogènes dans le sable des plages, 1986-1987*. MED POL Research Project Final Report.
- BLASER, M.J., TAYLOR, D.N. and FELDMAN, R.A. (1983)** Epidemiology of *Campylobacter jejuni* infections. *Epidemiological Review*, 5: 157-176.
- BOCCIA, A., MONTANARO, D., ANNINO, I. and SCHIAPPA, F. (1978)**. Isolamento di vibrioni alofili riferibili a *Vibrio parahaemolyticus* e *Vibrio alginolyticus* da molluschi bivalvi e da campioni di acqua della zona costiera della città di Napoli. *Igiene Moderna*, 71: 893-904.
- BONI, L., MANCINI, L., MILANDRI, A., POLETTI, R., POMPEI, M. and VIVIANI, R. (1992)**. First cases of DSP in the Northern Adriatic Sea. In Vollenweider, R.A., Marchetti, R. and Viviani, R (Eds.): *Marine Coastal Eutrophication: Proceedings of the International Conference, Bologna, 21-24 March, 1990*. *Journal of Science of the Total Environment*, Supplement 1992, pp 419-426.
- BORREGO, J.J. (1982)** *Estudio de los bacteriofagos de Escherichia coli en el agua de mar. Su relacion con la polución de dicho medio*. Doctoral thesis, University of Malaga.
- BORREGO, J.J., ROMERO, P. and MARIÑO, F.(1991)**. *Epidemiological study on bathers from selected beaches in Malaga*. MAP Technical Reports Series, No. 53. United Nations Environment Programme, Athens.
- BORREGO, J.J. and MORIÑIGO, M.A. (1994)**. *Comparison of methods for the isolation of Salmonella from natural waters*. MAP Technical Reports Series, No. 87, pp 1-54.. United Nations Environment Programme, Athens.

- BOSCH, A., GRAY, M., DIAZ, J.M., GAJARDO, R., ABAD, F.X., PINTO, R.M. and SOBSEY, M.D. (1993)** *The survival of human enteric viruses in seawater.* MAP Technical Reports Series, No. 76, pp 1-8. United Nations Environment Programme, Athens.
- BRAVO, I., REGUERA, B., MARTINEZ, A. and FRAGA, S. (1990).** First Report of *Gymnodinium catenatum* Graham in the Mediterranean coast. In Granéli, E., Sundström, B., Edler, L. and Anderson, D.M. (Eds.): *Toxic Marine Phytoplankton.* pp. 449-452. Elsevier Science Publishing Co., New York.
- BRISOU, J. (1976)** *An environmental sanitation plan for the Mediterranean seaboard; Pollution and human health.* Public Health Papers, No. 62. World Health Organization, Geneva.
- BRISOU, J., TYSSET, C., MALLIOUX, M. and ESPINASSE, S. (1962)** Recherches sur les vibrions marins. A propos de 44 souches isolées de moules (*Mytilus galloprovincialis*) du littoral algérois. *Bulletin de la Société de pathologie exotique*, **55**: 260-275.
- BURKE, V., ROBINSON, J., BEARNAN, J., GRACEY, M., LESMANA, M., ROCKHILL, R., ECHEVARRIA, P. and JANDA, M. (1983)** Correlation of enterotoxicity with biotype in *Aeromonas* spp. *Journal of Clinical Microbiology*, **18**: 1196-1200.
- BURKE, V., ROBINSON, J., GRACEY, M., PETERSON, D. and PARTRIDGE, K. (1984)** Isolation of *Aeromonas hydrophila* from a metropolitan water supply; seasonal correlation with clinical isolates. *Applied and Environmental Microbiology*, **48**: 361-366.
- BURKE, V., COOPER, M. and ROBINSON, J. (1986)** Haemagglutination patterns of *Aeromonas* spp. related to species and source of strains. *Australian Journal of Experimental Biology and Medical Science*, **64**: 563-570.
- CABELLI, V.J. (1982)** Swimming-associated gastro-enteritis and water quality. *American Journal of Epidemiology*, **115**(4): 606-616.
- CABELLI, V.J. (1983)** *Health effects for marine recreational waters.* R & D Report No. EPA-6001/1-80-031, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina.
- CALDERON, R. (1990).** *Exposure to point and non-point sources of pollution in bathing beach water (fresh and marine).* Paper presented at III International Conference on Tourist Health, Venice, November 1990.
- CANZONIER, W.J. (1988).** Public health component of bivalve shellfish production and marketing. *Journal of Shellfish Research*, **7**: 261-266.
- CARRADA, G.C. CASOTTI, R. and SAGGIOMO, V. (1988)** Occurrence of a bloom of *Gymnodinium catenatum* in a Tyrrhenian coastal lagoon. *Rapports et Communications Internationaux sur la Mer Méditerranée*, **31**(2): 61.

- CARTWRIGHT, R.Y. (1990)** Travellers' diarrhoea in British package holiday tourists to Mediterranean countries during the Summer season 1988. In: Pasini, W. (Ed.): *Proceedings of the Second International Conference on Tourist Health, March 15-18, 1989, Rimini (Italy)*, pp. 66-73. WHO Collaborating Centre for Tourist Health and Tourist Medicine, Rimini, Italy.
- CE (1976)** Directive du Conseil du 8 décembre 1975 concernant la qualité des eaux de baignade (76/160/EEC). *Journal officiel des Communautés européennes*, No. **L31**: 1-4.
- CE (1979)** Directive du Conseil du 30 octobre 1979 relative à la qualité requise des eaux conchylicoles (79/923/EEC) (79/923/EEC). *Journal officiel des Communautés européennes*, No. **L281**: 47-52.
- CENTRE ALPIN DE RECHERCHE EPIDEMIOLOGIQUE ET DE PREVENTION SANITAIRE (CAREPS) (1987)**. *Etude épidémiologique des effets sur la santé de la contamination bactériologique des eaux de baignade: cas des eaux de rivière du Bassin de l'Ardèche - Rapport de synthèse*. CAREPS, Grenoble.
- CHEUNG, W.H.S., CHAMG, K.C.K. and HUNG, R.P.S. (1991)** Variations in microbial indicator densities in beach waters and health-related assessment of bathing water quality. *Epidemiological Infections*, **106**: 329-344.
- CODD, G.A., BELL, S.G. and BROOKS, WP. (1989)** Cyanobacterial toxins in water. *Water Science and Technology*, **21(3)**: 1-13.
- CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION (1978)** *Proposed draft code of hygienic practice for molluscan shellfish*. In Report of the 11th session. Rome, 17-18 April 1978. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- COLWELL, R.R., BRAYTON, R.P., RIMES, D.J., ROSZAK, D.B., HUQ, S.A. and PALMER, L.M. (1985)** Viable but non-culturable *Vibrio cholerae* and related pathogens in the environment: implications for the release of genetically-engineered microorganisms. *Bio/Technology*, (3): 817-820.
- COOK, D.W. (1994)** Effect of time and temperature on multiplication of *Vibrio vulnificus* in post harvest gulf coast shellstock oysters. *Applied and Environmental Microbiology*, **60**: 3483-3484.
- CORBETT, S.J., RUBIN, G.L., CURRY, G.K., KLEINBAUM, D.G. and THE SYDNEY BEACH USERS STUDY ADVISORY GROUP (1993)** The health effects of swimming at Sydney beaches. *American Journal of Public Health*, **83(12)**: 1701-1706.
- CROVARI, P., DE FLORA, S., VANNUCCI, A. and BADOLATI, G. (1974)** The virological monitoring of water. II - Seawater *Bollettino dell'Istituto Sieroter Milanese*, **53**: 525-532.

- CVJETANOVIC, B. (1989)** Diarrhoeal diseases in the Mediterranean area. In Pasini, W. (Ed.): *Tourist Health: A New Branch of Public Health, Vol. I.* pp. 67-78. WHO Collaborating Centre for Tourist Health and Tourist Medicine, Rimini, Italy.
- CVJETANOVIC, B. (1990)** Typhoid and its control in the Mediterranean. In: Pasini, W. (Ed.): *Proceedings of the Second International Conference on Tourist Health, March 15-18, 1989, Rimini (Italy)*, pp. 33-39. WHO Collaborating Centre for Tourist Health and Tourist Medicine, Rimini, Italy.
- DAILY, O.P., JOSEPH, S.W., COOLBAUGHM, J.C., WALKER, R.I., MERREL, B.R., ROLLINS, D.M., SEIDLER, R.J., COLWELL, R.R. and LISSNER, C.R. (1981)** Association of *Aeromonas sobria* with human infection. *Journal of Clinical Microbiology*, **13**: 769-777.
- DARDANONI, I. and NASTASI, A. (1990)** Enteric infections: Shigellosis and Amoebiasis. In: Pasini, W. (Ed.): *Proceedings of the Second International Conference on Tourist Health, March 15-18, 1989, Rimini (Italy)*, pp. 41-47. WHO Collaborating Centre for Tourist Health and Tourist Medicine, Rimini, Italy.
- DEGOBBIS, D. (1990).** Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and Yugoslav coastal region. *Proceedings of the Workshop on Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean Coastal Zones. Rome, 28-30 May 1990. Water Pollution Research reports*, **16**: 83-95.
- DELGADO, M., ESTRADA, M., CAMP, J., FERNANDEZ, J.V., SANTMARTI, A. and LLETI, C. (1990).** Development of a toxic *Alexandrium minutum* Halim (Dinophyceae) bloom in the harbour of San Carlos de la Rapita (Ebro Delta, Northwestern Mediterranean). *Scientia Marina*, **54(1)**: 1-7.
- DE VICENTE, A., CODINA, J.C. and ROMERO, P. (1991)** Relationship between *Pseudomonas aeruginosa* and bacterial indicators in polluted natural waters. *Water science and Technology*, **24(2)**: 121-124.
- DIAZ, A. and VELASCO, A.C. (1987)** Enteropatogenicidad de *Aeromonas* spp. *Revista Española de Microbiología Clínica*, **2**: 11-16.
- DE FLORA, S., DE RENZI, G.P. and BADOLATI, G. (1975)** Detection of animal viruses in bottom seawaters and in marine sediments. *Applied Microbiology*, **30**: 472-475.
- EC (1988).** *Quality of bathing water, 1983-1986: Fifth Report.* Document EUR 11588, Commission of the European Communities, Luxembourg.
- EC (1989).** *Quality of bathing water, 1987: Sixth Report.* Document EUR 11921, Commission of the European Communities, Luxembourg.
- EC (1991)** *Quality of bathing water, 1989-1990.* Document EUR 13333, European Commission, Brussels.
- EC (1992)** *Quality of bathing water, 1991.* Document EUR 14210, European Commission, Brussels.

- EC (1993)** *Quality of bathing water, 1992*. Document EUR 15031, European Commission, Brussels.
- EC (1994a)** *Quality of bathing water, 1993*. Document EUR 15399, European Commission, Brussels.
- EC (1994b)** *Proposal for a Council Directive concerning the quality of bathing water*. Document COM(94) 36 final, Commission of the European Communities, Brussels.
- EC (1995a)** *Quality of bathing water, 1994*. Document EUR 15976, European Commission, Brussels.
- EC (1995b)** *Quality of fresh water for fish and of shellfish water*. Document EUR 14118, European Commission, Brussels.
- EL-SAHN, M.A., EL-BANNA, A.A. and SHAHATA, A.M.E.T. (1982)** Occurrence of *Vibrio parahaemolyticus* in selected marine invertebrates, sediment and seawater around Alexandria, Egypt. *Canadian Journal of Microbiology*, **28(11)**: 1261-1264.
- EL-SHARKAWI, F.M., EL-DEREA, H.B. and AKEL, M.M. (1982a)** The effect of marine pollution on the hygienic quality of shellfish caught in Alexandria beaches. *Bulletin of the High Institute of Public Health, Alexandria*, **12**: 47-57.
- EL-SHARKAWI, F.M. and HASSAN, M.N.E.R. (1982b)** The relation between the state of pollution in Alexandria swimming beaches and the occurrence of typhoid among bathers. *Bulletin of the High Institute of Public Health, Alexandria*, **12**: 337-351.
- EL-SHARKAWI, F.M., EL-ATTAR, A., ABDEL GAWAD, A. and MOLAZEM, S. (1991)** *Some environmental factors affecting survival of faecal pathogens and indicator organisms in seawater*. MAP Technical Reports Series, No. 49, pp 21-32. United Nations Environment Programme, Athens.
- FANTASIA, M., FILETICI, E. and ARENA, S. (1989)** Trend in *Salmonella* isolations from food and man in Italy, 1973-1986. In Pasini, W. (Ed.): *Tourist Health: A New Branch of Public Health, Vol. II*. pp. 131-133. WHO Collaborating Centre for Tourist Health and Tourist Medicine, Rimini, Italy.
- FAO/UNESCO/IOC/WHO/WMO/IAEA/UNEP (1983)** *Coordinated Mediterranean Pollution Monitoring and research programme (MED POL Phase I) - Programme Description*. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 23. United Nations Environment Programme, Geneva.
- FATTAL, B. and SHUVAL, H.I. (1988)**. *Epidemiological research on the relationship between the microbial quality of coastal seawater and morbidity among bathers on Israeli Mediterranean beaches*. M.A.P. Technical Report series No. 20, United Nations Environment Programme, Athens.

- FATTAL, B. and SHUVAL, H.I. (1991)** *The relationship between microbial quality of coastal seawater and rotavirus-induced gastroenteritis among bathers in Mediterranean Israeli beaches.* MAP Technical Reports Series, No. 49. United Nations Environment Programme, Athens.
- FONDA UMANI, S. (1985).** Hydrology and "red tides" in the Gulf of Trieste (North Adriatic Sea). *Oebalia*, **XI (N.S.):** 141-147.
- FOULON, G., MAURIN, J., QUOI, N.N. and MARTIN-BOUYER, G. (1983).** Etude de la morbidité humaine en relation avec la pollution bactériologique des eaux de baignade en mer. *Revue française des Sciences de l'Eau*, **2(2):** 127-143.
- FRANCE, GOVERNMENT OF (1989).** *Qualité des eaux de baignade. Saison 1988 - Dossier de Presse.* Ministère de la Solidarité, de la Santé et de la Protection Sociale/Secrétariat d'Etat auprès du Premier Ministre Chargé de l'Environnement, Paris.
- FRICKER, C.R. (1987)** The isolation of salmonellas and campylobacters: A review. **63:** 99-117.
- FUKS, D. (1991)** *Survival of some intestinal pathogens in the marine environment.* MAP Technical Reports Series, No. 49, pp 1-20. United Nations Environment Programme, Athens.
- GAMESON, A.H.L. and GOULD, D.J. (1975)** Effects of solar radiation on the mortality of some terrestrial bacteria in seawater. In Gameson, A.L.H. (Ed): *Discharge of sewage from long sea outfalls.* pp. 209-219. Pergamon Press, London.
- GAUTHIER, M.J. (1980)** Polución en el medio marino. In Péres, J.M. (Ed): *La Polución de las aguas marinas.* pp. 127-141. Omega S.A.. Barcelona.
- GAUTHIER, M.J. (1992a)** Influence des systèmes d'osmorégulation sur la survie et l'adaptation des bactéries entériques dans l'environnement marin MAP Technical Reports Series, No. 63, pp 1-16. United Nations Environment Programme, Athens.
- GAUTHIER, M.J. (1992b)** *Influence des mécanismes d'osmorégulation sur la survie et l'adaptation des bactéries entériques dans l'environnement marin.* MAP Technical Reports Series, No. 63, pp 17-28. United Nations Environment Programme, Athens.
- GAUTHIER, M.J. (1992c)** *Etude expérimentale du transfert de gènes plasmidiques entre les entérobactéries dans l'environnement marin.* MAP Technical Reports Series, No. 63, pp 61-76. United Nations Environment Programme, Athens.
- GAUTHIER, M.J., FLATAU, G.N. and BREITTMAYER, V.A. (1991)** Protective effect of Glycine Betaine on survival of *Escherichia coli* cells in marine environments. *Water science and Technology*, **24(2):**129-132.

- GAUTHIER, M.J., MUNRO, P.M. and BREITTMAYER, V.A. (1991)** *Evolution phénotypique et génétique des entérobactéries pathogènes dans les milieux marins (sédiments, biomasse)* MAP Technical Reports Series, No. 49, pp 43-63. United Nations Environment Programme, Athens.
- GAUTHIER, M.J., MARTIN, Y. and TORREGROSSA, M.V. (1992)** *Etude expérimentale du transfert de gènes plasmidiques entre entérobactéries dans l'eau de mer, les sédiments et le tractus digestif des invertébrés marins.* MAP Technical Reports Series, No. 63, pp 20-60. United Nations Environment Programme, Athens.
- GAUTHIER, M.J., BREITTMAYER, V.A., and BRAUX, A.S. (1993)** *Expression génique chez les bactéries entériques dans les conditions marines.* MAP Technical Reports Series, No. 76, pp 9-38. United Nations Environment Programme, Athens.
- GELDREICH, E.E. (1978)** Bacterial populations and indicator concepts in faeces, sewage, stormwater and solid waste. In Berg, G. (Ed): *Indicators of viruses in water and food.* pp. 51-97. Ann Arbor Science, Michigan.
- GELDREICH, E. E. (1985)** *A review of epidemiological evidence, criteria and standards correlating health effects with shellfish and marine bathing water quality.* Working document presented at WHO/UNEP Consultation meeting on the correlation between coastal water quality and health effects. Follonica, Italy, 21-25 October 1985.
- GERBA, C.P. and GOYAL, S.M. (1978)** Detection and occurrence of enteric viruses in shellfish; A review. *Journal of Food Protection*, **41**: 743-754.
- GHINSBERG, R.C., BAR-DOV, L., ROGOL, M. and VITKIN, M. (1990).** *Prevalence of pathogenic microorganisms in beach sand.* MED POL Research Project Progress Report.
- GHINSBERG, R.C., LEIBOWITZ, P., WITKIN, H., MATES, A., SEINBERG, Y., BAR-DOV, L., NITZAN, Y. and ROGOL, M. (1994)** *Monitoring of selected bacteria and fungi in sand and seawater along the Tel Aviv coast.* MAP Technical Reports Series, No. 87, pp 65-82. United Nations Environment Programme, Athens.
- GIACOBBE, M. and MAIMONE, G. (1991)** *Dinophysis sacculus* outbreaks in a brackish area of Sicily. *Red Tide Newsletter*, **4**: 1.
- GOTSIS-SKRETAS, O. and FRILIGOS, N. (1988).** Eutrophication and phytoplankton ecology in the Thermaikos Gulf. *Rapports et Communications Internationaux sur la Mer Méditerranée*, **31(2)**: 297.
- GRAUER, F.H. (1959),** Dermatitis escharotica caused by a marine alga. *Hawaii Medical Journal*, **19**: 32-34.
- HALIM, Y. (1989).** *Eutrophication in Egyptian Mediterranean waters.* Report of the meeting of experts on the implications and control of undesirable plankton blooms, Athens, 4-6 April 1989, Annex III, p1. Document UNEP(OCA)MED WG.4/2., United Nations Environment Programme, Athens.

- HOADLEY, A.W. (1981)** Effect of injury on the recovery of bacteria on membrane filters. In Dutka, B.J. (Ed.): *Membrane filtration: Applications, techniques and problems*. pp. 413-450. Marcel Dekker Inc., New York.
- HUGUES, B. (1994)** *Recovery of viruses from seawater*. Personal communication recorded in Table 2.2.2. in WHO/UNEP - Health risks from marine pollution in the Mediterranean. Part II - Review of hazards and health risks. Document EUR/ICP/EHAZ 94 01/MT01(2). WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- HUGUES, B., ANDRE, M., PLANTAT, J.L. and CHAMPSAUR, H. (1993)** Comparison of glass wool and glass powder methods for concentration of viruses from treated wastewaters. *Zbl. Hyg.*, **193**: 440-449.
- INNAMORATI, M., NUCCIO, C., LENZI-GRILLINI, C., DE POL, M. and MANNUCCI, M. (1989a)**. *Biomassa, produzione e specie fitoplanctoniche nel mare antistante lo scarico termico della centrale elettrica di Torre del Sale (Golfo di Follonica)*, Resoconti dei rilevamenti in mare, No. 5. Firenze.
- INNAMORATI, M., LAZZARA, L., NUCCIO, C., DE POL, M., MANNUCCI, M. and MORI, G. (1989b)**. *Popolamenti fitoplanctonici e condizioni idrologiche nell' Arcipelago Toscano*. Resoconti dei rilevamenti in mare, No. 5. Firenze.
- ITALY, GOVERNMENT OF (1990)**. *Rapporto sulla qualità delle acque di balneazione (D.P.R. 8 Giugno 1982 N. 470), Anno 1989*. Ministry of Health, Rome.
- IZQUIERDO, J., PIERA, G., ALEDANY, M.C. and LUCENA, F. (1986)**. *Estudio de la flora fungica de la arena de la playa de Badalona (España)*. MED POL Research Project Progress Report.
- JAHKOLA, M. (1990)** *Salmonella enteritidis* is becoming a health problem for Finnish tourists visiting the Mediterranean area. In: Pasini, W. (Ed.): *Proceedings of the Second International Conference on Tourist Health, March 15-18, 1989, Rimini (Italy)*, pp. 83-87. WHO Collaborating Centre for Tourist Health and Tourist Medicine, Rimini, Italy.
- JANDA, J.M. and DUFFEY, P.S. (1988)** Mesophilic aeromonads in human disease: current taxonomy, laboratory identification and infectious disease spectrum. *Review of Infectious Diseases*, **10**: 980-997.
- JOFRE, J. (1987)** *Bacteriophage of Bacteroides as an indicator of pathogenic viruses in coastal seawater*. Unpublished report.
- JOFRE, J., BLASI, M., BOSCH, A. and LUCENA, F. (1989)** Occurrence of bacteriophages infecting *Bacteroides fragilis* and other viruses in polluted marine sediments. *Water Science and Technology*, **21(3)**: 15-19.
- JOFRE, J., LASOBRES, J., McINTOSH, D. and LUCENA, F. (1994)** *Evaluation of virus contamination of shellfish through enumeration of phages infecting Bacteroides fragilis*. MAP Technical Reports Series, No. 87, pp 99-121. United Nations Environment Programme, Athens.

- JONES, D.M., ABBOTT, J.D., PAINTER, M.J. and SUTCLIFFE, E.M. (1984) A comparison of biotypes and serotypes of *Campylobacter* species isolated from patients with enteritis and from animal and environmental sources. *Journal of Infections*, **9**: 51-58.
- JONES, F. and KAY, D. (1989) Bathing waters and health studies. *Water Services*, **93(1117)**: 87-89.
- JONES, G.E. (1971) The fate of freshwater bacteria in the sea. *Developments in Industrial Microbiology*, **12**: 141-151.
- JONES, G.E. and COBET, A.B. (1975) Heavy metal ions as the principal bactericidal agent in Caribbean seawater. In Gameson, A.L.H. (Ed): *Discharge of sewage from long sea outfalls*. pp. 199-208. Pergamon Press, London.
- JOSEPH, S.W., DAILY, O.P., HUNT, W.S., SEIDLER, R.J., ALLEN, D.A. and COLWELL, R.R. (1979) *Aeromonas* primary wound infection of a diver in polluted waters. *Journal of Clinical Microbiology*, **10**: 46-49.
- KALTENBÖCK, E. and HEMDL, G.J. (1992). Ecology of amorphous aggregations (marine snow) in the Northern Adriatic Sea. IV. Dissolved nutrients and the autotrophic component associated with marine snow. *Marine Ecology Progress Series*, **10**: 17-26.
- KAPER, J.B., LOCKMAN, H. and COLWELL, R.R. (1981) *Aeromonas hydrophila*: ecology and toxigenicity of isolates from an estuary. *Journal of Applied Bacteriology*, **50**: 359-377.
- KAPUSCHINSKI, R.B. and MITCHELL, R. (1981) Solar radiation induces sublethal injury in *Escherichia coli* in seawater. *Applied and Environmental Microbiology*, **41(3)**: 670-674.
- KASPAR, C.W. and TAMPLIN, M.L. (1993) Effects of temperature and salinity on the survival of *Vibrio vulnificus* in seawater and shellfish. *Applied and Environmental Microbiology*, **59**: 2425-2429.
- KATZENELSON, E. (1977) Concentration and identification of viruses from seawater. *Revue Internationale d'Océanographie Médicale*, **68**: 9-16.
- KAY, D., FLEISHER, J.M., SALMON, R.L., JONES, F., GODFREE, A.F., ZELENAUCH-JACQUOTTE, Z. and SHORE, R. (1994) Predicting the likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomized exposure. *The Lancet*, **344**: 905-909.
- KELLY, M. and NAGUIB, M. (1984) Other examples from the Mediterranean region. In *Eutrophication of coastal marine areas and lagoons: A case study of "Lac de Tunis"*, p 22. UNESCO Reports in Marine Science, No. 29. UNESCO, Paris.
- KELLY, M.T. and STROH, D. (1988) Occurrence of *Vibrionaceae* in natural and cultivated oyster populations in the Pacific Northwest. *Digest of Microbiology and Infectious Diseases*, **9**: 1-5.

- KOCASOY, G. (1989)** The relationship between coastal tourism, sea pollution and public health: A case study from Turkey. *The Environmentalist*, **9(4)**: 245-251.
- KOLLARITSCH, H. and WIEDERMANN, G. (1990).** Travellers' diarrhoea among Austrian tourists: Epidemiology, clinical features and attempts at nonantibiotic drug prophylaxis. In: Pasini, W. (Ed.): *Proceedings of the Second International Conference on Tourist Health, March 15-18, 1989, Rimini (Italy)*, pp. 74-82. WHO Collaborating Centre for Tourist Health and Tourist Medicine, Rimini, Italy.
- KORAY, T. (1990)** Planktonic Protista associated with "color-tides" in Izmir Bay (Aegean Sea). *Rapports et Communications Internationaux sur la Mer Méditerranée*, **32(1)**: 212.
- KORAY, T. and BUYUKISIK, B. (1988)** Toxic dinoflagellate blooms in the harbour region of Izmir Bay (Aegean Sea). *Revue Internationale d'Océanographie Médicale*, **91-92**: 25-42.
- KORAY, T., BUYUKISIK, B., BENLI, A. and GOKPINAR, S. (1992)** Phytoplankton blooming and Zooplankton swarming in eutrophied zones of Aegean Sea (Izmir Bay). *Rapports et Communications Internationaux sur la Mer Méditerranée*, **33**: 257.
- KRIKELIS, V. (1987)** *Research on enteroviruses in aquatic environments*. Unpublished report.
- KRIKELIS, V., SPYROU, N., MARKOULATOS, P. and SERIE, Ch. (1985a)** Seasonal distribution of enteroviruses and adenoviruses in domestic sewage. *Canadian Journal of Microbiology*, **31**: 24-25.
- KRIKELIS, V., MARKOULATOS, P., SPYROU, N. and SERIE, Ch. (1985b)** Detection of endogenous enteric viruses in raw sewage effluents of the city of Athens, Greece, during a two-year survey. *Water Science and Technology*, **17** (Bilthoven): 159-164.
- KRIKELIS, V., MARKOULATOS, P. and SPYROU, N. (1986)** Viral pollution of coastal waters resulting from the disposal of untreated sewage effluents. *Water Science and Technology*, **18** (Split): 43-48.
- LAKKIS, S. (1991).** Les Dinoflagelles des côtes libanaises: aspects écologiques. *Revue Internationale d'Océanographie Médicale*, **101-102-103-104**: 115-123.
- LARIVIERE, L.A., GAUDREAU, Ch.L. and TURGEON, F.F. (1986)** Susceptibility of clinical isolates of *Campylobacter jejuni* to twenty five antimicrobial agents. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, **18**: 681-685.
- LASSUS, P., HERBLAND, A. and LEBAUT, C. (1991)** *Dinophysis* blooms and toxic effects along the French coast. *World Aquaculture*, **22(4)**: 49-54.
- LEGOVIC, T., PETRICIOLI, D. and ZUTIC, V. (1991a)** Hypoxia in a pristine stratified estuary (Krka, Adriatic Sea). *Marine Chemistry*, **32**: 347-360.

- LEGOVIC, T., VILICIC, D., PETRICIOLI, D. and ZUTIC, V. (1991b)** Subsurface *Gonyaulax polyhedra* bloom in a stratified estuary. *Marine Chemistry*, **32**: 361-374.
- LEVEAU, M., MAESTRINI, S., NIVAL, P. and ROMANA, A. (1989)** *State of the eutrophication problem in France.* Report of the meeting of experts on the implications and control of undesirable plankton blooms, Athens, 4-6 April 1989, Annex III, pp 2-22. Document UNEP(OCA)MED WG.4/2., United Nations Environment Programme, Athens.
- LIGHTFOOT, N.E. (1989).** *A prospective study of swimming-related illness at six freshwater beaches in Southern Ontario.* Unpublished Ph.D. Thesis.
- MACOWIAK, P.A., CARAWAY, C.T. and PORTNOY, B.L. (1976)** Oyster Associated Hepatitis: Lessons from the Louisiana experience. *American Journal of Epidemiology*, **103**: 181-191.
- MAGAZZÙ, G.A. (1982)** La crescita fitoplanctonica in alcuni ambienti lagunari del mare Mediterraneo. *Naturalista Siciliano*, **S.IV, 6(2)**: 337-259.
- MAGAZZÙ, G.A., CARISTI, C., DECEMBRINI, F., CIMINO, G. and PULICANO, G. (1991)** Pollution chimique et eutrophisation de la Lagune Saumatre de Ganzirri (Messina). *Revue Internationale d'Océanographie Médicale*, **101-102-103-104**: 53-61.
- MAINI, P., BUCI, G., RIVA, A., TUFFANELLI, A. and VERNIANI, M.R. (1990).** *Microbiological monitoring of the Emilia-Romagna region (Italy) in 1989.* Paper presented at Third International Conference on Tourist Health, Venice, 14-17 November 1990.
- MALLORY, L.M., YUK, C.S., LIANG, L.N. and ALEXANDER, M. (1983)** Alternative prey: A mechanism for elimination of bacterial species by protozoa. *Applied and Environmental Microbiology*, **46**: 1073-1079.
- MANCINI, L., MILANDRI, A., NIZZOLI, C., PIRINI, M., POLETTI, R., POMPEI, M. and VIVIANI, R. (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.
- MARASOVIC, I. (1986)** Occurrence of *Prorocentrum minimum* in Adriatic Sea.. *Rapports et Communications Internationaux sur la Mer Méditerranée*, **30(2)**: 186.
- MARASOVIC, I. (1990)** Summer phytoplankton blooms in the Kastela Bay (Adriatic Sea) from 1980 to 1990. *Red Tide Newsletter*, **3**: 3.
- MARIÑO, M.G., HERNANDEZ, M. and FERNANDEZ, M. (1982).** *Relaciones entre calidad microbiologica de las aguas de baño y efectos sanitarios y aceptacion estetica de los bañistas.* Unpublished report.

- MARTIN, Y.P. and BONNEFONT, J.-L. (1990)** Variations annuelles et identification des Vibrions cultivant à 37°C dans un effluent urbain, dans les moules et dans l'eau de mer en rade en Toulon (Méditerranée, France). *Canadian Journal of Microbiology*, **36**: 47-52.
- MASCHER, F., REINTHALER, F.F., SIXI, W., SCHUHMAN, G. and ENAYAT, U. (1989)** *Aeromonas* spp aus Trinkwasser und stuhlproben in Südindien: Isolierung, Charakterisierung und Toxinnachweis. *Mitt. österr. Ges. Tropenmed. Parasitol.*, **11**: 189-196.
- McCAMBRIDGE, J. and McMEEKIN, T.A. (1980)** Relative effects of bacterial predators on survival of *Escherichia coli* in estuarine water samples. *Applied and Environmental Microbiology*, **40**: 907-911.
- McCAMBRIDGE, J. and McMEEKIN, T.A. (1981)** Effect of solar radiation and predacious microorganisms on survival of faecal and other bacteria. *Applied and Environmental Microbiology*, **41**: 1083-1079.
- METCALF, T.G. (1982)** Viruses in shellfish-growing waters. *Environment International*, **7**: 21-27.
- METCALF, T.G. and STILES, W.C. (1965)** Survival of enteric viruses in estuary waters and shellfish. In Berg, G. (Ed.) *Transmission of viruses by the water route*. pp. 439-447. Interscience Publishers, New York.
- MITCHELL, R. (1971)** Destruction of bacteria and viruses in seawater. *Journal of Sanitary Engineering*, **97**: 425-432.
- MITCHELL, R. and CHAMBERLIN, C. (1975)** Factors influencing the survival of enteric microorganisms in the sea: An overview. In Gameson, A.L.H. (Ed): *Discharge of sewage from long sea outfalls*. pp. 237-251. Pergamon Press, London.
- MOOD, E.W. and MOORE, B. (1976)** *Health criteria for the quality of coastal bathing waters*. Periodical publication, Yale University School of Medicine, New Haven, Connecticut, USA.
- MOORE, R.E. (1984)** Public health and toxins from marine blue-green algae. In Ragelis, E.P. (Ed.): *Seafood Toxins*, pp 369-376. ACS Symposium Series, No, 262, American Chemical Society, Washington, D.C.
- MORI, I. and ANDREOLI, C. (1991).** Presenza e distribuzione di microalghe tossiche in Adriatico. *Giornale di Botanica Italiano*, **125(3)**: 309.
- MUJERIEGO, R., BRAVO, J.M., CANOVAS, F., De VICENTE, A., PIÑAS, M., GRANE, S., HERNANDEZ, A. and FELIU, M.T. (1980).** *Calidad de las aguas costeras y vertido de aguas residuales en el mar. Sus aspectos sobre la salud pública*. Subdirectorate-General of Environmental Health, Ministry of Health and Social Security, Madrid.

- MUJERIEGO, R., BRAVO, J.M. and FELIU, M.T. (1983).** Recreation in coastal waters - Public Health implications. *Proceedings of the VIth ICSEM/UNEP Workshop on Pollution of the Mediterranean, Cannes, France, 2-4 December 1982.* pp 585-594, International Council for the Scientific Exploration of the Mediterranean (ICSEM), Monaco.
- OMS/PNUE (1994c)** *Recommandations pour la surveillance sanitaire des zones côtières à usage récréatif et des zones conchylicoles, Parties I à V.* Document EUR/ICP/CEH 041(3). OMS, Bureau régional de l'Europe, Copenhague.
- O'NEIL, K.R., JONES, S.H. and GRIMES, D.J. (1992)** Seasonal incidence of *Vibrio vulnificus* in the Great Bay estuary of New Hampshire and Maine. *Applied and Environmental Microbiology*, **58**: 3257-3262.
- PAGOU, K. (1990)** Eutrophication problems in Greece. *Proceedings of the Workshop on Eutrophication-related phenomena in the Adriatic Sea and in other Mediterranean Coastal Zones. Rome, 28-30 May 1990. Water Pollution Research reports*, **16**: 97-114.
- PAGOU, K. and IGNATIADES (1990).** The periodicity of *Gymnodinium breve* (Davis) in Saronicos Gulf, Aegean Sea. In Granéli, E., Sundström, B., Edler, L. and Anderson, D.M. (Eds): *Toxic Marine Phytoplankton.* pp 206-208. Elsevier Publishing Co., New York.
- PANAGIOTIDES, P., GOTSIS, O. and FRILIGOS, N. (1989)** Observations on the occurrence of a bloom of the species *Gonyaulax tamarensis* in Kavala Gulf during August 1986. *Proceedings of the Second Hellenic Symposium of Oceanography and Fisheries, Athens, 1987*, pp 417-425.
- PAPADAKIS, J.A., (1987)** *Relation between densities of indicator organisms and microbial pathogens in seawater.* MED POL Research Project Progress Report.
- PAPADAKIS, J.A., (1991)** *Investigation on neurotoxins in shellfish.* MAP Technical Reports Series, No. 60, pp 31-42. United Nations Environment Programme, Athens.
- PAPADAKIS, J.A., (1994)** *Comparative distribution of microbial and yeast populations in sand and seawater.* MAP Technical Reports Series, No. 87, pp 87-97. United Nations Environment Programme, Athens.
- PAPADAKIS, J.A. MARCELLOU-KINTI, U., MAVRIDOU, A. and TSAKRIS, A. (1990).** *A study on the comparative distribution of microbial and yeast populations in sand and seawater.* MED POL Research Project Final Report.
- PAPADAKIS, J.A., MAVRIDOU, A. and LAMBIRI, M. (1992)** *Investigations on microorganisms of human origin in seawater and sand in relation to the number of bathers.* Paper submitted for Athens Academy Award.

- PAPAEVANGELOU, G.J., BIZIAGOS, E., STATHOPOULOS, G.A., CRANCE, J.M., VAYONA, T. and DELOINCE, R. (1991).** *Detection of Hepatitis A virus in sewage, seawater and shellfish.* MAP Technical Reports Series, No. 54, pp 11-22. United Nations Environment Programme, Athens.
- PAPAPETROPOULOU, M., ZOUMBOU, K. and NICOLOPOULOU, A. (1993).** *Metabolic and structural changes in E. coli cells starved in seawater.* MAP Technical Reports Series, No. 76, pp 39-56. United Nations Environment Programme, Athens.
- PAPAPETROPOULOU, M. and RODOPOULOU, G. (1994).** *Occurrence of enteric and non-enteric indicators in Southern Greece coastal waters.* MAP Technical Reports Series, No. 87, pp 55-64. United Nations Environment Programme, Athens.
- PAPAPETROPOULOU, M. and SOTIRACOPOULOU, S. (1995).** *Effect of bathing on human skin flora.* MAP Technical Reports Series, No. 93, pp 23-31. United Nations Environment Programme, Athens.
- PATTI, A.M., DE FILIPPIS, P., GABRIELI, R., AULICINO, F. and VOLTERRA, L. (1990)** *Unicellular algae as a vehicle of virus diseases.* Paper presented at Third International Conference on Tourist Health, Venice, 14-17 November 1990.
- PHILIPP, R. (1991a).** Risk assessment of exposure to cyanobacteria. *Environmental Health*, **97**: 80-83.
- PHILIPP, R. (1991b).** Risk assessment and microbiological hazards associated with recreational water sports. *Reviews in Medical Microbiology*, **2**: 208-214.
- PIKE, E.B. (1990)** *Health effects of sea bathing (ET 9511): Phase I - Pilot studies at Langland Bay 1989.* WRc Report No. DoE 2518-M, Water Research Centre, Marlow.
- PIKE, E.B. (1991)** *Health effects of sea bathing (ET 9511): Phase II - Pilot studies at Ramsgate and Moreton 1990.* WRc Report No. DoE 2736-M, Water Research Centre, Marlow.
- PIKE, E.B. (1993)** Recreational use of coastal waters: Development of health-related standards. *Journal of the Institute of Water and Environmental Management*, **7**: 162-169.
- PIKE, E.B. (1994)** *Health effects of sea bathing (WMI 9021): Phase III - Final Report to the Department of the Environment.* WRc Report No. DoE 3412 (P), Water Research Centre, Marlow.
- PNUE (1975)** *Rapport de la réunion intergouvernementale sur la protection de la Méditerranée. Barcelone, 28 janvier - 4 février 1975, Document UNEP/WG.2/5, Programme des Nations Unies pour l'environnement, Genève.*

- PNUE (1979)** *Rapport de la réunion IG des Etats riverains de la Méditerranée chargée d'évaluer l'état d'avancement du Plan d'Action pour la Méditerranée et Première Réunion des Parties contractantes à la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et ses Protocoles, Genève, 5-10 février 1979, Document UNEP/IG.14/9, Programme des Nations Unies pour l'environnement, Genève.*
- PNUE (1980)** *Conférence de plénipotentiaires des Etats côtiers de la région méditerranéenne sur la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique. Mai 1980. Acte final et Protocole. Nations Unies, New York.*
- PNUE (1981)** *Rapport de la deuxième réunion des Parties contractantes à la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et ses Protocoles, Cannes, 2-7 mars 1981, Document UNEP/IG.23/11, Programme des Nations Unies pour l'environnement, Genève.*
- PNUE (1985a)** *Rapport de la quatrième réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et ses Protocoles, Genoa, 9-13 septembre 1985. Document UNEP/IG.56/5. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Athènes.*
- PNUE (1987)** *Rapport de la cinquième réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et ses Protocoles, Athènes, 8-11 septembre 1987. Document UNEP/IG.74/5. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Athènes.*
- PNUE (1989)** *Evaluation des données de la surveillance continue du MED POL - Phase II: Partie II - Micro-organismes dans les zones côtières. Document UNEP(OCA) MED WG.5/Inf.4. United Nations Environment Programme, Athens.*
- PNUE (1991)** *Rapport de la septième réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et ses Protocoles, Cairo, 8-11 octobre 1991. Document UNEP(OCA)/MED IG.2/4. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Athènes.*
- PNUE (1995a)** *Rapport de la réunion des experts juridiques et techniques chargés d'examiner les amendements au protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution d'origine tellurique. Document UNEP (OCA) MED WG. 92/4. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Athènes.*
- PNUE (1995b)** *Rapport de la neuvième réunion ordinaire des Parties contractantes à la Convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et ses Protocoles, Barcelone, 5 - 8 juin 1995. Document UNEP (OCA) MED IG.5/16. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Athènes.*
- PNUE (1995c)** *Acte final de la conférence de plénipotentiaires sur les amendements à la convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution et ses Protocoles, Barcelone, 9 - 10 juin 1995. Document UNEP(OCA)/MED IG.6/7, Programme des Nations Unies pour l'environnement, Athènes..*

- PNUE/OMS (1985)** *Evaluation de l'état actuel de la pollution microbienne en mer Méditerranée et mesures de contrôle proposées.* Document UNEP/WG.118/6. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Athènes.
- PNUE/OMS (1987)** *Evaluation de l'état de la pollution microbienne des eaux conchylicoles de la mer Méditerranée et mesures proposées.* Document UNEP/WG.160/10. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Athènes.
- PNUE/OMS (1991)** *Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranée par les micro-organismes pathogènes.* Document UNEP(OCA)/MED WG.25/Inf.7. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Athènes.
- PNUE/FAO/OMS (1995)** *Premier projet d'évaluation de l'état de l'eutrophisation en mer Méditerranée.* Document UNEP(OCA)/MED WG.89/Inf.5. Programme des Nations Unies pour l'environnement, Athènes.
- PORTNOY, B.L., MACOWIAK, P.A., CARAWAY, C.T., WALKER, J.A., McKENTLEY, T.W. and KLEIN Jr, C.A. (1975)** Oyster-associated Hepatitis: Failure of shellfish certification program to prevent outbreaks. *Journal of the American Medical Association*, **233**: 1065-1068.
- PRESNELL, M.W. and BROWN, B.W. (1977)** Sanitary significance of *Klebsiella pneumoniae* and non-*Escherichia coli* Fecal coliform organisms in the water of Mobile Bay. In D.S. Wilt (Ed.) *Proceedings of the Tenth National Shellfish Sanitation Workshop*. U.S. Food and Drug Administration, Washington, D.C.
- RAO, V.C., METCALF, T.G. and MELNICK, J.L. (1986)** Human viruses in sediments, sludges and soils. *Bulletin of the World Health Organization*, **64**(1): 1-14.
- RHAME, F.S. (1979)** The ecology and epidemiology of *Pseudomonas aeruginosa*. In Sabbath, L.D. (Ed.): *Pseudomonas aeruginosa, diseases it causes, and their treatment*. Hans Huber Publishers, Berne.
- ROBINTON, E.D. and MOOD, E.W. (1966)** A quantitative and qualitative appraisal of microbial pollution by swimmers. *Journal of Hygiene, Cambridge*, **64**: 489-491.
- ROMERO, P. and BORREGO, J.J. (1991)** Survival of pathogenic microorganisms in seawater. MAP Technical Reports Series, No. 55, pp 1-85. United Nations Environment Programme, Athens.
- SALIBA, L.J. (1993)**. Legal and economic implications in developing criteria and standards. Chapter 5 (pp 57-74) in Kay, D. and Hanbury, R. (Eds.): *Recreational Water Quality Management. Volume 2: Fresh Waters*. Ellis Horwood, Chichester, United Kingdom.
- SALIBA, L.J. and HELMER, R. (1990)**. Health risks associated with pollution of coastal bathing waters. *World Health Statistics Quarterly*, **43**: 177-187.
- SAMSON-KECHACHA, F.L. and TOUAHRIA, T. (1992)**. Populations phytoplanktoniques et successions écologiques dans une Lagune saumâtre le Lac El-Mellah (Algérie). *Rapports et Communications Internationaux sur la Mer Méditerranée*, **33**: 103.

- SANDSTEDT, K., and URSING, J. (1986)** *Campylobacter upsaliensis*, a new species, formerly the CNW group. *Abstracts of the XIV International Congress of Microbiology*, p. 61. IUMS, Manchester.
- SAVAGE, H.P. and HANES, N.B. (1971)** Toxicity of seawater to coliform bacteria. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, **43**: 854-861.
- SCHWARTZBROD, L. (1991)** *Virologie des milieux hydriques*. Tec. et Doc. Lavoisier edit., Paris.
- SCHWARTZBROD, L. and DELOINCE, R. (1995)** *Human viruses that may be present in polluted water*. Table 2.2.1 in WHO/UNEP - Health risks from marine pollution in the Mediterranean. Part II - Review of hazards and health risks. Document EUR/ICP/EHAZ 94 01/MT01(2). WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- SELLWOOD, J., DADSWELL, J. and SLADE, J. (1981)** Viruses in sewage as an indicator of their presence in the community. *Journal of Hygiene*, **86**: 217-225.
- SHUMWAY, S.E. (1990)** A review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society*, **21(2)**: 65-104.
- SHUMWAY, S.E. and HURST, J.W.Jr (1991)** Mussels and public health. In Gosling, E.M. (Ed.) *The Mussel (Mytilus)*. Elsevier Science Publishers, New York.
- SHUVAL, H.I. (1986)** *Thalassogenic diseases*. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 79. United Nations Environment Programme, Geneva.
- SINCLAIR, J.L. and ALEXANDER, M. (1984)** Role of resistance to starvation in bacterial survival in sewage and lake water. *Applied and Environmental Microbiology*, **48**: 410-415.
- SKIRROW, M.B. (1987)** A demographic survey of *Campylobacter*, *Salmonella*, and *Shigella* infections in England. *Epidemiology and Infection*, **99**: 647-657.
- STARR, M.P. and SEIDLER, R.S. (1971)** The bdellovibrios. *Annual Review of Microbiology*, **25**: 649-678.
- STEIDINGER, K.A. (1983)**. A re-evaluation of toxic dinoflagellate biology and ecology, *Progress in Phycological Research*, **2**; 148-188.
- STELMA, G.N, JOHNSON, C.H. and SPAULDING, P. (1986)** Evidence for the direct involvement of B hemolysin in *Aeromonas hydrophila* enteropathogenicity. *Current Microbiology*, **14**: 71-77.
- STEVENSON, A.E., (1953)**. Studies of bathing water quality and health. *American Journal of Public Health*, **43**: 529.
- STILLE, W., KUNKEL, D. and NERGER, K. (1972)** Austem-hepatitis. *Dt. Med. Zeitschr.* **97**: 145.

- SVEDHEM, A. and KAIJSER, B. (1980)** *Campylobacter foetus* spp. *jejuni*: a common cause of diarrhoea in Sweden. *Journal of Infectious Diseases*, **142**: 353-359.
- TORREGROSSA, M.V., VALENTINO, L. and SALIBA, L.J. (1994)**. Coastal recreational water quality and human health. *Travel Medicine International*, **12(6)**: 225-229.
- TURNBULL, P.C.B., LEE, J.V., MILIOTIS, M.D., VAN DER WALLE, S., KOORNHOFF, H.J., JEFFREY, L. and BRYANT, T.N. (1984)** Enterotoxin production in relation to taxonomic grouping and source of isolation of *Aeromonas* species. *Journal of Clinical Microbiology*, **19**: 175-180.
- TURNER, P.C., GAMMIE, A.J., HOLLINRAKE, K. and CODD, G.A. (1990)**. Pneumonia associated with contact with cyanobacteria. *British Medical Journal*, **300**: 1440-1441.
- US EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (1986)**. *Ambient water quality criteria for bacteria - 1986*. Report No. EPA 440/5-84-002, Office of Water Regulations and Standards Division. Washington, D.C.
- UNEP (1978)** *Mediterranean Action Plan and the Final Act of the Conference of Plenipotentiaries of the Coastal States of the Mediterranean Region for the Protection of the Mediterranean Sea*. United Nations, New York.
- UNEP (1983)** Long-term Programme of Pollution Monitoring and Research in the Mediterranean. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 28. United Nations Environment Programme, Geneva.
- UNEP (1985b)** *Report of the meeting of experts on the technical implementation of the Protocol for the protection of the Mediterranean Sea against Pollution from Land-based Sources, Athens, 9-13 December 1985*. Document UNEP/ WG.125/10, United Nations Environment Programme, Athens.
- UNEP/ECE/UNIDO/FAO/UNESCO/WHO/IAEA (1984)** *Pollutants from land-based sources in the Mediterranean*. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 32. United Nations Environment Programme, Geneva.
- UNEP/WHO/IAEA (1988)** *Guidelines for monitoring the quality of coastal recreational and shellfish areas*. Reference Methods for Marine Pollution Studies, No. 1, Rev.1. United Nations Environment Programme, Nairobi.
- VASCONCELOS, G.I. and SWARTZ, R. G. (1976)** Survival of bacteria in seawater using a diffusion chamber apparatus *in situ*. *Applied and Environmental Microbiology*, **31**: 913-920.
- VASL, R., FATTAL, B., KATZENELSON, E. and SHUVAL, H.I. (1981)**. Survival of enteroviruses and bacterial indicator organisms in the sea. In: Goddard, M. and Butler, M. (Eds). *Viruses and Waste Water Treatment*, pp 113-116. Pergamon Press, Oxford.

- VASSILIADIS, P., MAVROMATI Ch., TRICHOPOULOS, D., KALAPOTHAKI, V. and PAPANAKIS, J.A. (1987)** Comparison of procedures based on Rappaport-Vassiliadis medium with those using Muller-Kauffmann medium containing Teepol for the isolation of *Salmonella* species. *Epidemiological Information*, **99**: 143-147.
- VELESCU, S. (1983)** Indicateurs de pollution fécale dans les sédiments marins soumis aux influences anthropogènes. *Proceedings of the VIth ICSEM/UNEP Workshop on Pollution of the Mediterranean, Cannes, France, 2-4 December 1982.* pp 631-634, International Council for the Scientific Exploration of the Mediterranean (ICSEM), Monaco.
- VERSTRAETE, W and VOETS, J.P. (1976)** Comparative study of *Escherichia coli* survival in two aquatic ecosystems. *Water Research*, **10**: 129-136.
- VIVIANI, R., BONI, L., CATTANI, O., MILANDRI, A., POLETTI, R., POMPEI, M. and SANSONI, G. (1992).** ASP, DSP, 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. *Proceedings of the Workshop on the Mucilage Phenomenon of the Adriatic Sea and Similar Problems.* Elsevier, Cesenatico, Italy.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1968)** *Scientific fundamentals of eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication.* Technical Report DAS/CSI/68.27, OECD, Paris.
- VOLLENWEIDER, R.A. (1981)** Eutrophication - a global problem. *WHO Water Quality Bulletin*, **6**:12-17.
- VOLTERRA, L. (1989)** Enteroviruses indicators in marine coastal environments. Unpublished report.
- VOLTERRA, L. (1991)** *Development of analytical techniques for monitoring the hygienic quality of shellfish.* MAP Technical Reports Series, No. 60, pp 22-30. United Nations Environment Programme, Athens.
- VOLTERRA, L. and AULICINO, F.A. (1981)** Indicators of faecal pollution in sediments. *Proceedings of the Vth ICSEM/UNEP Workshop on Pollution of the Mediterranean, Cagliari, Italy, 9-13 October 1980.* pp 307-312. International Council for the Scientific Exploration of the Mediterranean (ICSEM), Monaco.
- WATSON, I.M., ROBINSON, J.O., BURKE, V. and GRACEY, M. (1985)** invasiveness of *Aeromonas* spp. in relation to biotype, virulence factors and clinical features. *Journal of Clinical Microbiology*, **22**: 48-51.
- WEST, P.A. (1989)** The human pathogenic vibrios - A public health update with environmental perspectives. Special article, *Epidemiology and Infection*, **103**: 1-34.
- WHEELER, D. (1990).** The real risks of bathing in water contaminated by sewage. *Environmental Health*, **98(10)**: 285-287.

- WHO (1975)** *Guides and criteria for recreational quality of beaches and coastal waters. Report on a working group, Bilthoven, 28 October - 1 November 1974.* Document IEURO 3125(1). WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO (1982)** *Examination of Water for Pollution Control: A Reference Handbook. Vol. 3. Biological, Bacteriological and Virological Examination.* Pergamon Press, Oxford.
- WHO (1984)** *Aquatic (marine and freshwater) biotoxins.* Environmental Health Criteria No. 37. World Health Organization, Geneva.
- WHO (1989)** *Microbiological quality control in coastal recreational and shellfish areas in the Mediterranean.* Document ICP/CEH 083/6. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO (1991)** *Health impact of human exposure to fresh and saline recreational waters. Report on a WHO Working Group, Rimini, 27 February - 2 March 1990.* Document ICP/RUD 153. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO/UNEP (1977a).** *Guidelines for health-related monitoring of coastal water quality. Report of a Group of Experts jointly convened by WHO and UNEP, Rovinj, 23-25 February 1977* Document ICP/RCE 206(4), WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO/UNEP (1977b).** *Health Criteria and Epidemiological studies relating to coastal water pollution: Report of a Group of Experts jointly convened by WHO and UNEP, Athens, 1-4 March 1977.* Document ICP/RCE 206(5), WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO/UNEP (1978)** *First report on coastal quality monitoring of recreational and shellfish area (MED VII). Report of a seminar jointly convened by WHO and UNEP, Rome, 4-7 April, 1978..* Document ICP/RCE 206(8), WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO/UNEP (1980)** *Third report on coastal quality monitoring of recreational and shellfish area (MED VII). Report of a meeting of principal investigators jointly convened by WHO and UNEP, Rome, 20-23 November, 1979.* Document ICP/RCE 206(10), WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO/UNEP (1981)** *Coastal water quality control in the Mediterranean. Final report on the Joint WHO/UNEP Coordinated Pilot Project (MED VII), (1976-1980).* Document ICP/RCE 206, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO/UNEP (1986)** *Correlation between coastal water quality and health effects. Report n a joint WHO/UNEP Meeting, Follonica, 21-25 October 1985.* Document ICP/CEH 001/m06, WHO regional Office for Europe, Copenhagen, 1986.
- WHO/UNEP (1987)** *Environmental quality criteria for shellfish and shellfish-growing waters in the Mediterranean region. Report on a joint WHO/UNEP Meeting, Athens, 26-27 March 1987.* Document EUR/ICP/CEH 051, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO/UNEP (1990)** *Microbiological pollution of the Mediterranean Sea. Report on a Joint WHO/UNEP Meeting, Valletta, 13-16 December 1989.* Document EUR/ICP/CEH 083, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, 1990.

- WHO/UNEP (1992) *Health risks from bathing in marine waters. Report of a joint WHO/UNEP meeting, Athens, 15-18 May 1991.* Document EUR/ICP/CEH 103, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO/UNEP (1994a) *Guidelines for submarine outfall structures for Mediterranean small and medium-sized communities.* Document EUR/ICP/CEH 047, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO/UNEP (1994b) *Microbiological quality of coastal recreational waters. Report of a joint WHO/UNEP meeting, Athens, Greece, 9-12 June 1993.* Document EUR/ICP/CEH 039(1), WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO/UNEP (1995) *Health risks from marine pollution in the Mediterranean. Part II - Review of hazards and health risks.* Document EUR/ICP/EHAZ 94 01/MT01(2). WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.
- YOSHPE-PURER, Y. and GOLDERMAN, S. (1991) *Studies on the occurrence of Staphylococcus aureus and Pseudomonas aeruginosa in coastal waters in Israel.* MAP Technical Reports Series, No. 60, pp 1-16. United Nations Environment Programme, Athens.
- ZAGHLOUL, F.A. and HALIM, Y (1992). Long-term eutrophication in a semi-enclosed bay: The Eastern harbour of Alexandria. In Vollenweider, R.A., Marchetti, R. and Viviani, R (Eds.): *Marine Coastal Eutrophication: Proceedings of the International Conference, Bologna, 21-24 March, 1990.* *Journal of Science of the Total Environment*, Supplement 1992, pp 705-717.
- ZAMPIERI, A. (1989). Epidemiology of infections in tourists. In Pasini, W. (Ed.): *Tourist Health: A New Branch of Public Health, Vol. I.* pp. 33-43. WHO Collaborating Centre for Tourist Health and Tourist Medicine, Rimini, Italy.