



Programme des Nations Unies pour l'environnement

EP

9 novembre 2007
UNEP(DEPI)/MED WG.321/Inf.5
FRANÇAIS
Original: ANGLAIS



PLAN D'ACTION POUR LA MÉDITERRANÉE

Réunion chargée d'examiner les activités MED POL de surveillance continue et l'utilisation des indicateurs

Athènes, 12-14 décembre 2007

Stratégie MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation (RÉVISION)

1. Rappel des faits

Après l'approbation par les Coordonnateurs nationaux pour le MED POL de la Stratégie MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation (San Gemini, mai 2003), des programmes pilotes de surveillance ont été formulés pour trois différentes typologies de site (UNEP(DEC)/MED WG.231/14), à savoir: a) zones côtières affectées; b) zones d'activités aquacoles intensives; et c) lagunes côtières exposées à la menace d'eutrophisation.

Il a été convenu, en tant que stratégie à court terme, de surveiller les paramètres ci-dessous permettant d'étayer l'adoption de l'indice TRIX, et d'introduire la surveillance biologique dans le moyen et le long terme.

Paramètres que chaque pays doit obligatoirement surveiller

Température (°C)	Oxygène dissous (mg/L, %*)
pH	Chlorophylle "a" (µg/L*)
Transparence	Azote total (N µmole/L)#
Salinité (psu)	Nitrates (NO ₃ -N µmol/L, µg/L*)
Orthophosphates (PO ₄ -P µmol/L, µg/L*)	Ammonium (NH ₄ -N µmole/L, µg/L*)
Phosphore total (P µmol/L, µg/L#)	Nitrites (NO ₂ -N µmol/L, µg/L*)
Silicates (SiO ₂ µmol/L)	Phytoplancton (abondance totale, abondance des principaux groupes, dominance des proliférations)

Pas obligatoire, seulement recommandé compte tenu des difficultés méthodologiques

* Unités étayant l'indice TRIX

Depuis lors, de nouveaux travaux expérimentaux ont été conduits et de nouvelles propositions ont été avancées, soit plus concrètement : les travaux du MED POL sur les indicateurs biologiques, les travaux du groupe de travail COI/UNESCO sur les indicateurs benthiques et les travaux d'EMMA sur l'eutrophisation au titre de la Stratégie marine européenne qui réunit différentes approches au niveau européen et au niveau des conventions marines où l'approche OSPAR a été retenue comme base des discussions. Le présent document a été rédigé et révisé par M. Giulio Izzo, de l'ENNEA, en tenant compte des observations d'autres scientifiques formulées à diverses réunions MED POL.

2. Surveillance de l'eutrophisation et approche écosystémique

Aux termes de MED POL-Phase IV, tel qu'approuvé par la Quatorzième réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone (Portoroz, décembre 2005), il est envisagé que l'approche écosystémique des activités humaines qui peuvent affecter le milieu marin et côtier sera adoptée et appliquée par les pays. La stratégie de surveillance de l'eutrophisation à court terme est un outil fonctionnel pour gérer les charges d'éléments nutritifs provenant de sources ponctuelles et diffuses mais ne prend pas véritablement en compte la sensibilité de l'écosystème et les effets indirects sur celui-ci. Avec la nouvelle approche, les programmes de surveillance continue devront être révisés afin d'intégrer la surveillance de la qualité de l'eau et la surveillance biologique. Les indices écologiques intégrant la structure de la communauté et le fonctionnement du système acquerront davantage d'importance (De

Jonge *et al.*, 2006). Ces notions devraient être concrétisées dans la stratégie à moyen et à long terme de surveillance de l'eutrophisation.

3. Justification scientifique

Dans le document "Surveillance continue de l'eutrophisation marine en Méditerranée: stratégie, paramètres et indicateurs" (UNEP(DEC)/MED WG.231/14), différentes définitions de l'eutrophisation sont passées en revue et c'est finalement la suivante qui est proposée :

"L'eutrophisation est une perturbation environnementale causée par un **excès** du taux d'apport de matière organique".

La minéralisation de la matière organique est le processus au cœur de l'eutrophisation. Les principaux agents oxydants sont l'oxygène, les nitrates et les sulfates. L'oxygène est apporté en permanence aux eaux marines par les échanges physiques entre l'air et l'eau et par les processus de photosynthèse; sa concentration dans l'eau est d'environ 8 mg/l. Au cours de la nuit, naturellement, seuls les processus d'échange physique se produisent. Les nitrates sont présents à une concentration maximale d'environ 1 mg/l et pourraient être fournis principalement par des apports externes. Les sulfates, dans l'eau de mer, constituent l'oxydant le plus abondant; ils sont présents à une concentration d'environ 2 g/l. Les trois processus de respiration suivent un ordre séquentiel en ce sens que l'oxygène est toujours le premier et que, s'il est disponible, les deux autres ne sont guère utilisés. La respiration à l'oxygène et au nitrate n'entraîne pas de facteurs de stress dans l'écosystème aquatique, mais le sulfate le fait, libérant du soufre réduit qui est un puissant facteur de stress sur la communauté benthique. Les composés de soufre réduit possèdent de nombreux systèmes chimiques et biologiques tampons qui empêchent leur diffusion et leur toxicité au sein de l'écosystème.

Le terme d' "**excès**", dans la définition, est important car il introduit implicitement le concept de seuil écosystémique, à savoir la capacité de minéralisation totale avant que H₂S, qui agit comme facteur de stress, soit produit par la respiration à SO₄. Le sulfure d'hydrogène est toxique, et quand il n'est pas tamponné, il commence à modifier l'assemblage biologique de la communauté benthique : les espèces les plus sensibles disparaissent et sont remplacées par les plus résistantes; la diversité en espèces diminue. L'état REDOX des sédiments change, devenant réduit et, dans ce milieu physico-chimique, le phosphore réactif, qui est insoluble dans le milieu oxydé, est libéré et devient disponible. Comme une plus grande quantité de phosphore devient biodisponible, l'eutrophisation s'accélère.

L'eutrophisation est une perturbation environnementale et il n'y a pas une "bonne" et une "mauvaise" eutrophisation, elle se manifeste simplement à différentes intensités au sein du processus. Ainsi, le recours aux termes eutrophisation "naturelle" et eutrophisation "anthropique" pour noter les différences n'aide pas à gérer le phénomène mais accroît la confusion. Il est indubitable que la principale pression qui induit l'eutrophisation est un apport d'éléments nutritifs. D'une manière générale, un apport d'éléments nutritifs naturel n'est pas continu dans le temps mais est un phénomène à impulsions isolées et les processus biogéochimiques de l'écosystème, exerçant une rétroaction négative, sont en mesure de l'amortir et de le neutraliser dans un délai relativement bref : dénitrification et précipitation du phosphore sont les plus importants.

EUTROPHISATION

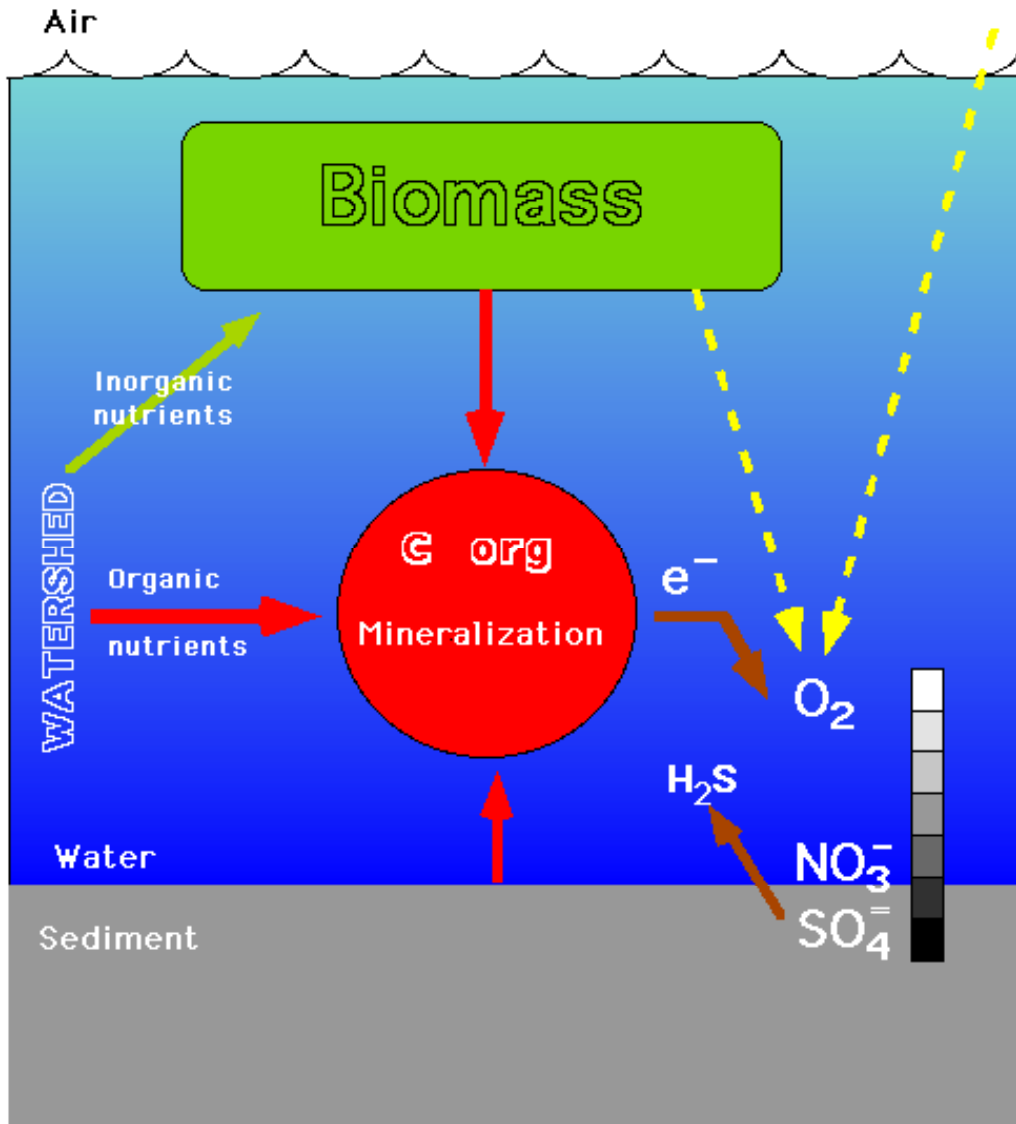


Fig 1. Modèle général de l'eutrophisation

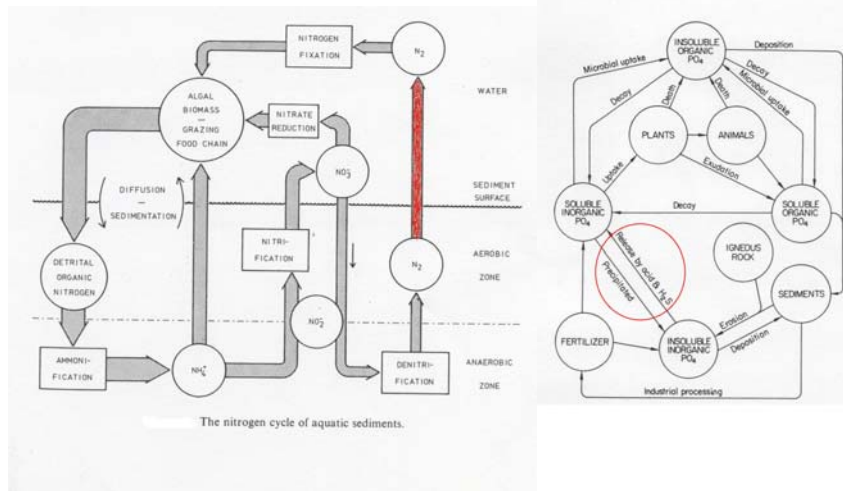


Fig. 2 Cycles de l'azote et du phosphore dans les sédiments aquatiques. Les processus exerçant une rétroaction négative après un apport d'éléments nutritifs sont indiqués en rouge.

Une eutrophisation apparaît lorsqu'il se produit un apport continu d'éléments nutritifs, car les mécanismes tampons ont une capacité limitée et, quand celle-ci est dépassée, l'écosystème commence à modifier son organisation en termes de structure et de fonctions écologiques : la chimie et la biologie des sédiments changent également.

Les effets de l'eutrophisation dans les sédiments suivent une distribution qui dépend du processus de sédimentation de la matière organique. En d'autres termes, les premiers effets de l'eutrophisation présentent une distribution géographique différente, serait-ce au sein d'une même baie ou d'un même littoral, et qui n'est pas nécessairement liée à la distance aux sources d'apport. Chaque fois qu'un phénomène d'eutrophisation se produit dans un écosystème côtier, il importe de déterminer les "points chauds" de pollution (se reporter également à la Révision de la stratégie MED POL de surveillance continue des sédiments sous la cote UNEP(DEC)/MED WG.282/Inf.5).

La perception que l'on a de l'eutrophisation est différente si l'on examine des écosystèmes marins de différentes profondeurs. Dans les écosystèmes de profondeurs faible et moyenne, la communauté benthique pourrait être directement affectée. Dans les eaux des grands fonds, comme il se produit une minéralisation complète dans la colonne d'eau, la communauté du fond ne risque guère d'être affectée. La mer Noire est une exception qui confirme encore le modèle conceptuel de l'eutrophisation (fig. 3) car ses caractéristiques morphologiques (mer semi-fermée avec un long délai de renouvellement des masses d'eau) et le taux d'apport de matière organique concernent l'ensemble de la colonne d'eau et le fond. Une colonne d'eau d'environ 2000 m de profondeur ne contient pas d'oxygène en dessous d'une profondeur de 150 mètres et contient des concentrations élevées de sulfure d'hydrogène (H_2S) qui diffuse dans la colonne d'eau et occasionne une réduction intensive des nitrates aux profondeurs intermédiaires.

Il convient de garder présent à l'esprit ce modèle général de l'eutrophisation lorsque l'on décide de la stratégie globale de surveillance, des paramètres et indicateurs d'état.

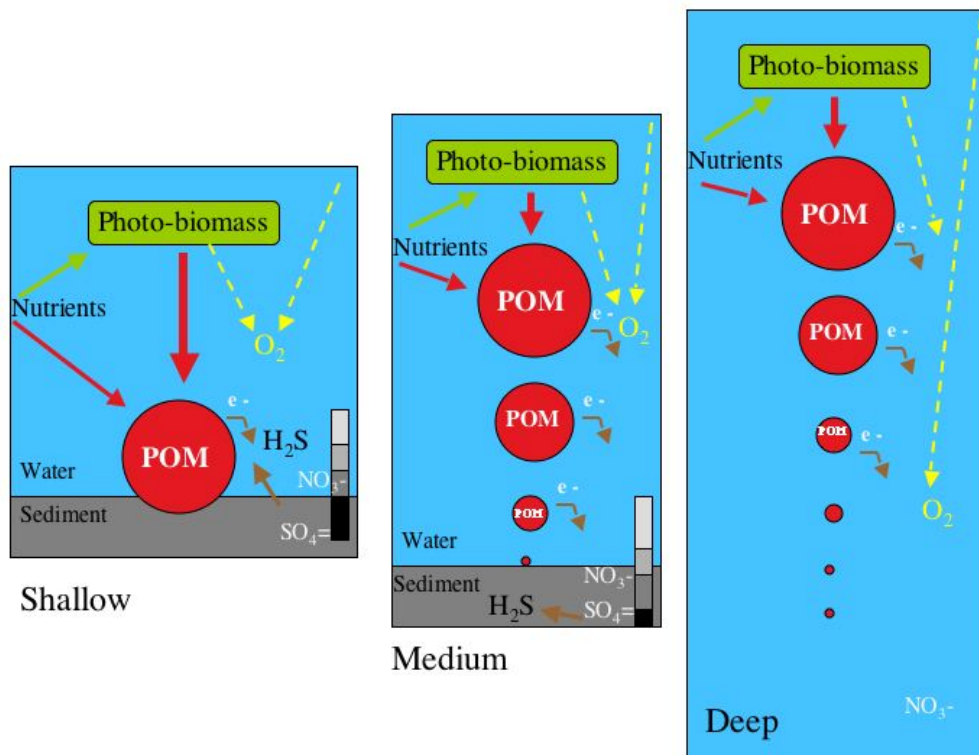


Fig. 3 Modèle général de l'eutrophisation à trois profondeurs différentes de la colonne d'eau

4. Paramètres à surveiller

4.1 Dans l'eau

4.1.1 Éléments nutritifs

Les concentrations d'éléments nutritifs sont les paramètres les plus utilisés dans les programmes de surveillance. Bien qu'il s'agisse des principales substances de stimulation de l'eutrophisation, les résultats de ces analyses ne sont pas toujours utiles dans une évaluation de l'état du milieu car ces substances ne sont pas stables. L'azote (essentiellement l'azote inorganique) et le phosphore dans le milieu marin ont un cycle très rapide: ils sont transformés et utilisés par les microorganismes et entrent dans le réseau trophique. C'est pourquoi les concentrations en éléments nutritifs ne suivent pas une croissance linéaire avec le temps à mesure que l'eutrophisation s'accroît. Dans l'eau de mer, les concentrations en éléments nutritifs se situent toujours dans un intervalle de quelques centaines de microgrammes par litre pour l'azote inorganique total et de quelques dizaines de microgrammes pour le phosphore réactif. Néanmoins, la surveillance des éléments nutritifs fournit des renseignements importants.

- Dans l'ensemble, dans un plan de surveillance annuel, les éléments nutritifs présentent une tendance caractéristique: ils sont faibles au printemps et en été lorsque la productivité primaire est maximale, et élevés en hiver quand les

organismes photosynthétiques ont la croissance la plus faible. Le maximum hivernal, qui est l'un des paramètres adoptés par OSPAR, donne une bonne image de la disponibilité totale en éléments nutritifs, mais il est souvent nécessaire d'effectuer un échantillonnage fréquent pour déceler le "pic hivernal".

- La forme chimique de l'azote qui prévaut fournit une information importante sur l'état de l'environnement. S'il s'agit de nitrate, cela signifie que les processus d'oxydation du cycle de l'azote l'emportent sur les processus de réduction. En outre, le nitrate est un oxydant très efficace et respectueux de l'écosystème pour la minéralisation de la matière organique car le principal métabolite du processus est de l'azote moléculaire qui disparaît dans l'air. Le principal processus de réduction des nitrates est la "dénitrification", qui inhibe la réduction des sulfates et peut également oxyder les sédiments.
- Le phosphore est toujours le principal agent d'eutrophisation car l'écosystème marin n'est pas en état de le produire (comme par exemple la fixation d'azote) et il a tendance à devenir indisponible dans un milieu oxydé après précipitation avec des hydroxydes de fer. L'analyse du phosphore réactif donne souvent des résultats nuls ou très proches de zéro, même en recourant à des méthodes d'analyse très sensibles, car la majeure partie du phosphore est bloquée dans les sédiments (fig. 2) et le contingent biodisponible est très rapidement utilisé par les organismes photosynthétiques. Dans l'eau, le phosphore total offre souvent une meilleure image de sa disponibilité.
- Il n'est pas rare, dans un programme de surveillance, de trouver ensemble des concentrations élevées de phosphate et d'ammonium ou faibles de phosphate et élevées de nitrate, car cela dépend des conditions REDOX générales de l'environnement.

4.1.2 Oxygène dissous

L'oxygène dissous (OD) est un paramètre très efficace pour évaluer l'état d'eutrophisation d'un écosystème marin car il intègre les principaux processus biologiques qui sont la photosynthèse et la respiration, lesquelles sont affectées en même temps par les sources externes d'éléments nutritifs. Cependant, les méthodes d'échantillonnage doivent être révisées en tenant compte des fortes variations diurnes de OD. Les concentrations de OD changent continuellement au cours du cycle nyctéméral selon une courbe caractéristique. L'échantillonnage classique à raison d'une fois au cours de la journée n'est pas utile et peut facilement donner une évaluation faussée lorsqu'on compare différents points échantillonnés à différents moments. En revanche, la surveillance continue sur 24 heures de la variation de OD donne beaucoup de renseignements. L'amplitude de la variation quotidienne est un très bon indicateur de l'état d'eutrophisation car le bilan d'oxygène est le plus simple et le plus clair paramètre intégré des effets de l'eutrophisation, ce qui est particulièrement vrai pour les milieux de faible et moyenne profondeur du fait que la respiration des sédiments est la principale cause de l'appauvrissement en oxygène. Dans le cas d'un milieu aquatique de profondeur moyenne, où il existe une zone aphotique dans la colonne d'eau, le profil vertical de OD est également utile mais nécessite recherche et validation pour être utilisé.

Le cycle de OD sur 24 heures est sans aucun doute une méthode très efficace et simple d'évaluation de l'état d'eutrophisation mais appelle un développement technologique et scientifique. L'instrument de surveillance requis est une sonde à OD automatique avec enregistreur de données étanche. À ce jour, le marché international n'offre de telles sondes dotées de ces caractéristiques qu'en appareil multisonde dont le coût est de l'ordre de 10 000 à 15 000 euros. Étant donné que, pour un plan de surveillance normal conçu pour un écosystème peu profond (comme une lagune), il faut, pour couvrir correctement l'ensemble de la zone, surveiller en même temps 5 à 10 points d'échantillonnage, le coût d'un instrument automatique fait obstacle à l'emploi courant de cette méthode. Il est notoire que

des efforts sont faits pour mettre au point des instruments meilleur marché d'environ 1 000 euros chacun.

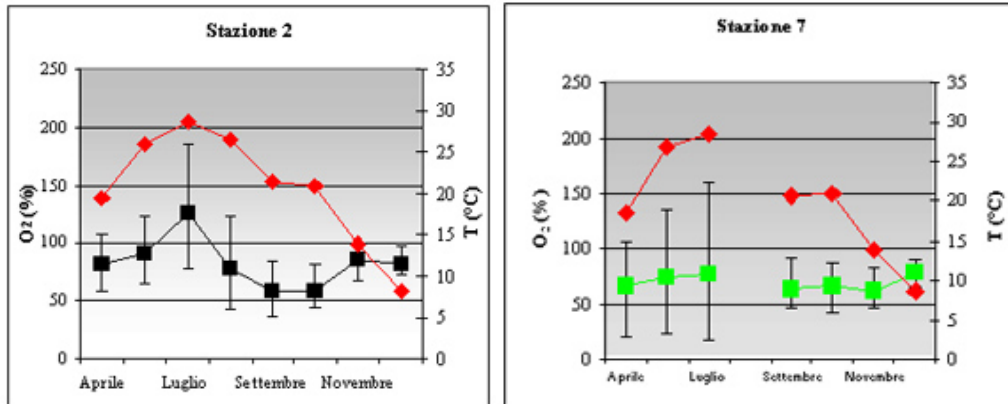


Fig. 5 Variation quotidienne de l'oxygène dissous dans deux lagunes différentes en Italie. A gauche, lagune de Caprolace, et à droite celle de Fogliano. La tendance annuelle de la température est en rouge, et les boîtes du diagramme illustrent la variation de OD sur 24 heures. La variation la plus importante enregistrée dans la lagune de Fogliano est l'indice d'une eutrophisation intense.

4.1.3 Plancton

La communauté planctonique est celle qui répond le plus précocement aux modifications des concentrations en éléments nutritifs. Les changements qui se produisent dans la composition et la production du plancton retentissent à leur tour sur les niveaux trophiques supérieurs de macroinvertébrés et de poisson. Le plancton a des durées de vie généralement brèves et des taux de reproduction rapides, ce qui en fait un indicateur précieux des impacts à court terme, mais sa facilité de déplacement passif due aux vents, aux marées et aux courants ne permet pas de l'associer avec précision aux origines des impacts. Ce problème se complique du fait que certaines espèces phytoplanctoniques sont capables de synthétiser des sources atmosphériques d'azote, ce qui dérouté l'identification des sources d'éléments nutritifs imputables au ruissellement dans les estuaires et les modifications qui en résultent dans les biotes aquatiques.

Dans de nombreux pays, la surveillance de routine de la qualité de l'eau porte sur la chlorophylle "a" en raison de la commodité et du coût relativement faible de l'analyse. L'identification taxinomique du phytoplancton peut être difficile et prendre beaucoup de temps. La concurrence des macrophytes aquatiques, les taux de respiration plus élevés et un broutage accru par le zooplancton peuvent contrecarrer l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique résultant de l'enrichissement en éléments nutritifs. Ces considérations plaident en faveur d'une investigation conjointe du phytoplancton et du zooplancton comme indicateurs biologiques. Le phytoplancton peut être le siège, à des fréquences variables, d'efflorescences dont les causes pourraient être imprécises.

4.2 Sédiments

Il est établi que les principaux effets de l'eutrophisation sont, de manière constante, des modifications de la chimie et de la biologie des sédiments, si bien que ces derniers devraient être utilisés comme la clef d'une bonne évaluation de l'état de l'écosystème. Il convient de souligner que la distribution de ces effets dans les sédiments dépend des caractéristiques de la sédimentation, qui sont souvent indépendantes de la distance à la source de pollution. C'est pourquoi tout plan de surveillance doit, en priorité, permettre de dégager une vue claire des caractéristiques de sédimentation de la zone (UNEP(DEC)/MED WG.282/Inf.5).

4.2.1 Sulfures acides volatiles (SAV)

La concentration des SAV dans les sédiments est un bon indicateur de la réduction bactérienne des sulfates et, par conséquent, de l'état d'eutrophisation. Ces SAV représentent les composés chimiques produits par la réaction entre les composés de soufre réduit et les cations disponibles dans les sédiments. La grande masse de ces cations représente le pouvoir tampon chimique des sédiments. Il existe à l'encontre du soufre réduit de nombreux systèmes tampons qui empêchent sa diffusion et sa toxicité. Le plus important est la réoxydation chimique en sulfate, mais quand le flux d'oxygène dans les sédiments est ralenti par une demande biologique accrue, le soufre réduit réagit avec les cations et accroît la concentration en SAV. Quand le pouvoir tampon des sédiments est à saturation, le sulfure exerce sa toxicité sur le milieu environnant. Comme le cation le plus abondant dans les sédiments est le fer et que la teneur en fer des sédiments représente leur pouvoir tampon chimique, l'indice SAV/Fe(II) a été proposé comme représentatif de ce pouvoir tampon. Cet indice a une utilité potentielle dans les travaux sur l'eutrophisation mais appelle une poursuite des recherches.

4.2.2 Matière organique

La matière organique (MO) sédimentaire s'accumule par suite de l'effet combiné de l'augmentation de la production détritique et de l'hydrodynamisme faible qui favorise l'accroissement du taux de sédimentation. Une concentration élevée de MO dans les sédiments est un signe manifeste d'intensification de l'eutrophisation. Malheureusement, seule la fraction biodisponible de la MO concourt au phénomène d'eutrophisation et il serait donc utile, aux fins d'appréciation, de pouvoir facilement évaluer cette fraction. Avec les méthodes d'analyse traditionnelles et plus répandues, l'on évalue le carbone organique total (COT) et non la fraction biodisponible. Le COT s'est avéré être efficace, bien que n'étant pas une mesure de la causalité, comme indicateur général de dépistage afin d'évaluer la probabilité de qualité sédimentaire réduite et de bioeffets associés sur de vastes zones côtières recevant des déchets organiques et autres polluants provenant des activités humaines (Hylan *et al.*, 2005).

Dans le COT il y a cependant de nombreuses fractions, dont de petites molécules biodisponibles et de longs polymères organiques réfractaires. Les méthodes d'analyse pour évaluer les concentrations de différentes formes de matière organique ne sont pas simples et l'évaluation de la biodisponibilité de la MO est encore plus complexe. Récemment, il a été proposé d'évaluer le CBP (carbone organique biopolymère) comme indice de l'état trophique dans les environnements côtiers (Dell'Anno *et al.*, 2002). Le CBP est la somme des fractions "protéines", "hydrates de carbone" et "lipides" du carbone organique. Cet indice a été testé sans succès pour les eaux de transition, mais le rapport CBP/COT s'est avéré être plus efficace. Il ressort clairement de cet exemple qu'il faut poursuivre les recherches afin de trouver un indicateur de la MO biodisponible dans les sédiments.

4.2.3 Macrophytes

Les macrophytes aquatiques des eaux estuariennes et marines côtières peuvent inclure des végétaux vasculaires (comme les herbiers marins) et des algues (par ex, sessiles et à déplacement passif). Les macrophytes aquatiques vasculaires sont une ressource vitale en raison de leur valeur comme importants producteurs primaires dans les estuaires. Ils sont une source d'aliments pour les oiseaux aquatiques, un habitat et une zone d'alevinage pour des espèces de poisson d'importance commerciale ou récréative, une protection contre l'érosion du rivage, et ils constituent un mécanisme tampon contre des charges excessives d'éléments nutritifs. La productivité primaire observée pour les communautés de végétation aquatique submergée (VAS) des estuaires est parmi les plus fortes de tous les systèmes aquatiques. Une fonction écosystémique et un mécanisme tampon importants des herbiers

marins - tels que *Cymodocea sp.* et *Zostera sp.* - consistent dans le transport actif d'oxygène au sein des sédiments à travers l'appareil racinaire. C'est cette caractéristique qui constitue la différence la plus importante avec les algues et aussi avec certains herbiers comme *Ruppia sp.* qui possèdent un appareil racinaire superficiel.

Le mécanisme de transport d'oxygène renforce le pouvoir tampon chimique contre H₂S en conférant à l'écosystème à dominance d'herbiers une très forte résistance à l'eutrophisation. Des charges excessives en éléments nutritifs entraînent un développement macroalgal épiphyte et phytoplanctonique prolifique sur les herbiers, qui finit par éliminer l'herbier en le privant de lumière; l'enrichissement simultané des sédiments en matières organiques labiles l'emporte sur la minéralisation et le pouvoir tampon, supprimant les barrières à la diffusion du H₂S toxique. Ce processus se manifeste par le déclin des zostères marines et des algues à long cycle de vie dans de nombreuses mers bordières, comme la Baltique et l'Adriatique.

La présence ou l'absence de macrophytes a des effets sur l'ensemble des biotes marins côtiers ou estuariens en raison de l'association d'une productivité élevée et de la fonction d'habitat qui caractérisent cette communauté végétale. Le principal avantage qu'il y a à utiliser les macrophytes aquatiques dans un plan de surveillance tient au fait qu'ils forment une communauté sessile. Il n'y a foncièrement pas de mobilité chez les communautés de plantes vasculaires à racines et de plantes algales à crampons, si bien que l'expansion ou la contraction des prairies sous-marines peut être facilement mesurée comme indicateur environnemental; la mesure de la superficie et de la densité relative de la communauté macrophyte peut être assez facilement effectuée par des télétechniques comme la photographie aérienne, si l'eau est claire ou peu profonde. La fréquence d'échantillonnage est réduite en raison du taux de renouvellement relativement faible de la communauté par comparaison avec d'autres biotes comme le poisson ou les invertébrés benthiques. L'identification taxinomique dans une zone donnée est généralement concordante et sans ambiguïté. L'espèce dominante et le domaine qu'elle couvre sont sans aucun doute des renseignements pertinents pour l'évaluation de l'état de l'environnement et d'ores et déjà certains indices sont centrés sur ce facteur.

4.2.4 Macrozoobenthos

Les macroinvertébrés benthiques sont des assemblages qui se prêtent à toutes les évaluations biologiques des masses d'eau car ils réagissent aux qualités des eaux, des sédiments et des habitats, ne sont pas très mobiles et, par conséquent, intègrent les changements à long terme dans la structure et la fonction de la communauté. L'endofaune benthique est généralement sédentaire et, de ce fait, davantage susceptible de réagir à des impacts environnementaux locaux: elle est sensible aux perturbations de l'habitat au point que les communautés répondent assez rapidement par des changements de la composition et de l'abondance en espèces. Les diverses espèces de macroinvertébrés ont des stades de vie sensibles qui répondent au stress et intègrent les effets de variations environnementales à court terme, alors que la composition des communautés dépend des conditions environnementales à long terme.

Parmi les limitations de la surveillance de l'endofaune benthique, l'on peut relever qu'un nombre assez réduit de pays possèdent chez eux les compétences taxinomiques voulues pour appuyer d'importantes activités de surveillances, que les méthodes actuelles permettent de faire la distinction entre les sites gravement dégradés et ceux qui le sont très peu, mais qu'il peut être difficile de faire cette distinction entre sites légèrement et modérément dégradés, notamment dans les estuaires (en raison de leur variabilité spatiale et temporelle naturelle). Le coût et l'effort que nécessitent le tri, le comptage et l'identification des échantillons d'invertébrés benthiques peuvent être importants, impliquant la recherche d'un moyen terme entre les dépenses et le niveau de confiance souhaité. Outre l'identification taxinomique, la métrique des macroinvertébrés benthiques peut nécessiter la connaissance du groupe d'alimentation auquel une espèce appartient – comme le groupe

des détritivores et celui des suspensivores. Parmi les indices relatifs au zoobenthos proposés pour l'évaluation de la qualité, certains se sont avérés efficaces pour les écosystèmes côtiers et d'autres pour les eaux de transition. De nombreux groupes de recherche s'emploient à affiner et valider ces indices et l'on est fondé à s'attendre à de nouvelles améliorations (Magni *et al.*, 2005).

Conclusions

Le cadre conceptuel de l'eutrophisation évoqué ci-dessus plaide en faveur de l'introduction de nouveaux paramètres et indicateurs davantage en rapport avec l'écosystème benthique et considérés comme utiles et cohérents pour évaluer l'état de l'eutrophisation. La communauté scientifique internationale s'emploie à proposer de nouveaux paramètres efficaces et bon marché à utiliser dans les programmes de surveillance de routine. En particulier, les prescriptions et l'application de la directive-cadre sur l'eau de l'UE ont fourni une forte impulsion à ces travaux. Un grand nombre d'expérimentations et de débats sont en cours dans l'ensemble de l'Europe et l'on peut légitimement penser que, dans quelques années, de nouveaux indicateurs efficaces seront disponibles. Jusqu'à maintenant, il n'existe que quelques propositions convergentes qui appellent une poursuite de leur application. Le programme MED POL contribue, avec ses propres groupes d'experts, à proposer et à tester, à une échelle pilote, de nouveaux paramètres pour l'évaluation et la gestion de l'eutrophisation.

Un résumé de la proposition figure sur le tableau ci-dessous et invite à la formulation d'observations. Quelques paramètres courants et nouveaux y figurent. Ceux qui sont recommandés et répondent mieux au modèle conceptuel sont désignés par le symbole R; ceux qui, bien que pertinents, appellent davantage d'expérimentations, sont désignés par le symbole P.

Tableau 1: Paramètres et indices utilisés dans les travaux d'évaluation

Matrice	Paramètre	INDICE d'évaluation proposé	Environnement			Références							
			faible profondeur	profondeur moyenne	grande profondeur	1	2	3	4	5	6	7	
Eau													
Éléments nutritifs	N-nitrates	Indice TRIX	U	U	U	x	x		x				
	N-nitrites					x	x						
	N-ammonium		U	U	U	x	x		x				
	P-phosphates		U	U	U	x	x		x				
	Phosphore total						x						
Oxygène dissous	Ponctuel			U	U	U	x	x		x			
Phytoplancton	Chlorophylle "a"			U	U	U	x	x		x			
	Dominance			U	U	U	x	x		x			
	Télétection					U	x						
Oxygène dissous	Variation quotidienne			R	R	R							
Zooplancton	Biomasse		P	P	P							x	
Sédiments	SAV	AVS/FE	R	R				x	x				
	OM (TOC, BPC, etc)	CBP, (CPB/COT)	P	P				x					
Phytobenthos	Superficie couverte Biomasse	<i>Taxa sensibles e.g. Posidonie</i> EEI, Benthos, Carlit	R	R					x	x	x	x	
Zoobenthos	Macrobenthos	M-AMBI-BENTIX, S, H	R	R			x	x		x	x	x	

U = déjà en usage, R = recommandé, P = potentiellement utile mais pas encore éprouvé

1. Document UNEP(DEC)/MED WG.231/14 (http://195.97.36.231/acrobatfiles/03WG231_14_eng.pdf)
2. Document UNEP(DEC)/MED WG.231/17 (http://195.97.36.231/acrobatfiles/03WG231_17_eng.pdf)
3. Rapport atelier COI/UNESCO No.195 (Magni et al, 2005). (<http://unesdoc.unesco.org/images/0013/001397/139719e.pdf>)
4. Rapport de la reunion du groupe de travail sur la surveillance et l'évaluation marines européennes (EMMA), Copenhague, 8 – 9 février 2005, 05/8/1, annexe 4, appendice 1
5. Document UNEP(DEC)/MED WG.264/Inf.14 Indicateurs de la pollution marine: fiches documentaires (http://195.97.36.231/acrobatfiles/05WG264_Inf14_eng.pdf)
6. MED GIG, 2007. Groupe d'interétalonnage géographique méditerranéen pour la directive-cadre sur l'eau, 7-9 février, 2007 (MED-GIG, 2007)
7. DG Environnement, 2006, Une stratégie marine pour sauver les mers océans d'Europe (<http://ec.europa.eu/environment/wate/marine.htm>)

Bibliographie

de Jonge, V.N., Elliott, M. and V.S. Brauer (2006) Marine monitoring : Its shortcomings and mismatch with the EU Water Framework Directive's objectives. *Mar. Pollut. Bull.* **53**: 5-19

Dell'Anno A., Mei M.L., Pusceddu A., Danovaro R., 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin* 44, 611-622.

EMMA (1) 05/8/1 Report of the Meeting of the Working Group on European Marine Monitoring and Assessment (EMMA) Copenhagen, 8 – 9 February 2005

Hyland J., L.W. Balthis, I. Karakassis, P. Magni, A. Petrov, J.R. Shine, O. Vestergaard, R. Warwick (2005). Organic carbon content of sediments as an indicator of benthic stress. *Marine Ecology Progress Series*, 295: 91-103.

Magni, P., J. Hyland, G. Manzella, H. Rumhor, P. Viaroli, A. Zenetos (Eds.) 2005. Proceedings of the Workshop "Indicators of Stress in the Marine Benthos", Torregrande-Oristano (Italy), 8-9 October 2004. Paris, UNESCO/IOC, IMC, 2005. iv + 46 pp. IOC Workshop Report no. 195.

UNEP(DEC)/MED WG.231/14 Stratégie MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation

UNEP(DEC)/MED WG.231/17 Stratégie pour l'élaboration d'indicateurs de pollution marine en Méditerranée

UNEP(DEC)/MED WG.264/Inf.14 Indicateurs de pollution marine: Fiches documentaires

Viaroli P., M. Bartoli, G. Giordani, P. Magni, D.T. Welsh (2004). Biogeochemical indicators as tools for assessing sediment quality/vulnerability in transitional aquatic ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, S1: S19-S29.

Tableau 1: Paramètres et indices utilisés dans les travaux d'évaluation

Bibliographie

Dell'Anno A., Mei M.L., Pusceddu A., Danovaro R., 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin* 44, 611-622.

EMMA (1) 05/8/1

Report of the Meeting of the Working Group on European Marine Monitoring and Assessment (EMMA) Copenhagen, 8 – 9 février 2005

UNEP(DEC)/MED WG.231/14

Stratégie MED POL de surveillance continue de l'eutrophisation

UNEP(DEC)/MED WG.231/17

Stratégie pour l'élaboration d'indicateurs de la pollution marine en Méditerranée

Rapport No 105 du groupe de travail COI/UNESCO

Indicators of Stress in the Marine Benthos. Proceedings of an International workshop on the promotion and use of benthic tools for assessing the health of coastal marine ecosystems. Torregrande-Oristano, Italy 8–9 October 2004