

Bilans de santé des organismes et des écosystèmes marins

Quels signaux biologiques mesurer ?

Nicole Devauchelle

Connaissance et exploration
des fonds océaniques

IFREMER Bibliothèque de BREST

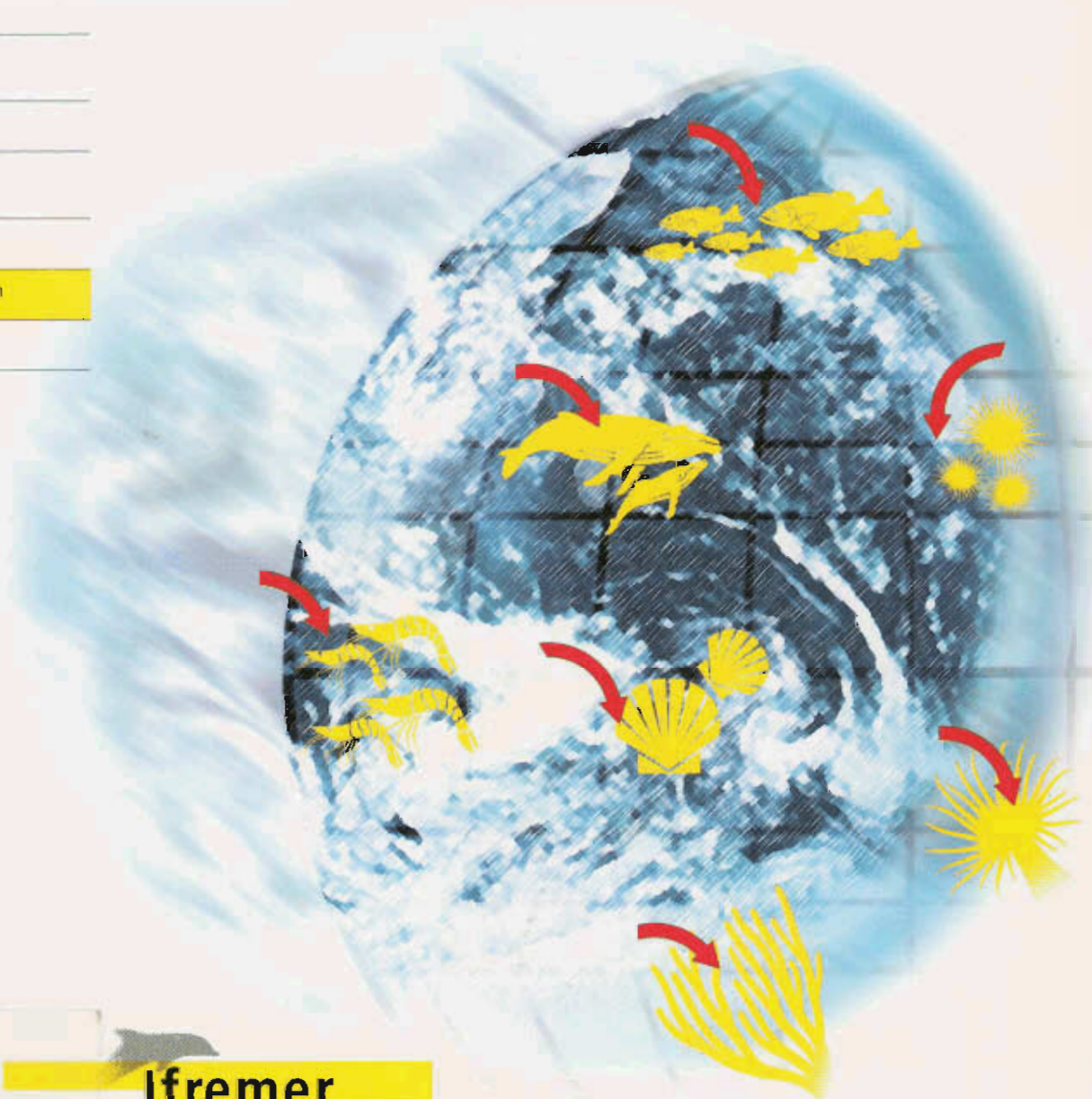


OBR37956

ans & prospectives

100
EV

Ifremer



Remerciements

À Bruno Barnouin et Daniel Cossa avec qui il a été convenu de publier ce document.

Pour les très nombreux dossiers fournis, remerciements à François Cabane, Michèle L'Excellent, Annick Radenac et Annick Salaun.

Pour l'aide apportée à la réalisation des préliminaires nécessaires à l'écriture de ce rapport, soit un état des lieux de l'écotoxicologie marine, remerciements aux étudiants Erwann Asseloos, Stéphanie Poirault, Stéphane Rolland, Emmanuelle Roque d'Orbecastel et Gildas Rouault.

Pour les échanges pertinents que nous avons eus, remerciements aux collègues de l'Ifremer d'Arcachon, de Brest, Nantes, La Tremblade, Montpellier, Palavas, Port-en-Bessin, Toulon, Saint-Malo, Sète, des universités d'Angers, de Brest, de Paris-Sud 11, du CNRS, de l'IRD, de l'Inra, de l'Ineris, du Pôle analytique des eaux de Brest, de la société privée Bioprédic, de l'agence de l'Eau de Seine-Normandie, de la Commission européenne, des associations Aret et Afnor, du Cemagref.

Pour la correction du manuscrit, remerciements particuliers à Germaine Dorange, professeur à l'UBO/Brest, et à Jeanne Garric, responsable du laboratoire d'écotoxicologie au Cemagref/Lyon.

Bernard Devauchelle, responsable de l'iconographie.

Sommaire

Introduction	4
Variables biologiques et diagnostics précoces de dysfonctionnements	6
Évaluation des substances chimiques présentes dans l'eau de mer : intérêt et limites des mesures biologiques	14
Évaluation par des mesures biologiques de la toxicité des milieux et des substances : les essais biologiques	17
Conclusion	26
Annexes	
Glossaire	29
Liste des abréviations utilisées	35
Références bibliographiques	37

1998
 1999
 2000
 2001
 2002
 2003
 2004
 2005
 2006
 2007
 2008
 2009
 2010
 2011
 2012
 2013
 2014
 2015
 2016
 2017
 2018
 2019
 2020
 2021
 2022
 2023
 2024
 2025



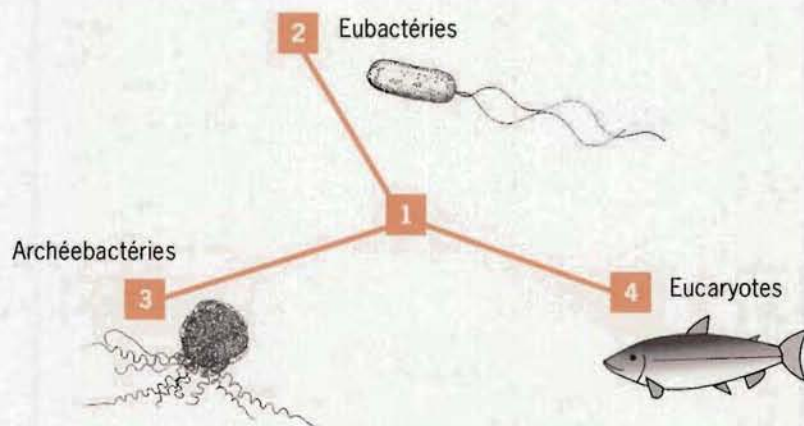
Introduction

Établir un bilan de santé d'organismes ou d'écosystèmes* c'est réaliser une expertise pour apprécier l'état de fonctionnement harmonieux et régulier des organismes ou des associations entre communautés qui vivent dans des conditions physico-chimiques diversifiées, à l'image des milieux marins. En d'autres termes, les bilans de santé sont un moyen d'apprécier les anomalies qui affectent ou pourraient affecter, en persistant, les fonctions vitales des organismes et des écosystèmes. Les déséquilibres dans les chaînes* trophiques sont un exemple de déséquilibre d'écosystème.

Les eaux salées couvrent 71 % de la surface de notre planète, représentent 1/4500^e de son volume et 97 % de l'hydrosphère. Elles abritent au moins 500 000 espèces d'organismes vivants dont la plupart de celles qui sont identifiées sont des Eucaryotes*, c'est-à-dire des organismes constitués d'une ou plusieurs cellules* à noyau, et dont l'autre partie correspond à des organismes constitués d'une seule cellule sans noyau (Procaréotes*), répartis dans deux branches phylogénétiques appelées Eubactéries et Archéobactéries. Les milieux marins sont très diversifiés. Leurs espèces sont représentées dans chacune des trois branches de l'Arbre universel du Vivant (fig. 1) (Campbell, 1995, Lecointre & Le Guyader, 2001). L'Homme est convaincu depuis longtemps du bien fondé d'ausculter les organismes vivants pour apprécier les dangers des activités d'origine anthropique*, estimer les préjudices dus aux pollutions accidentelles, évaluer la qualité des milieux dans l'objectif de mettre en place un équilibre raisonnable durable entre la logique du vivant, sa diversité qui n'est pas le fait du hasard et les activités économiques. À cet égard, les milieux marins sont concernés au même titre que l'air et les sols. L'intérêt pour la protection des milieux marins est accentué du fait des dommages dus à l'augmentation des populations (10 milliards de personnes prévues en 2050), à leur concentration en bord de mer, à l'industrialisation et à ses conséquences. De très nombreux ouvrages analysent la situation ou la résument. C'est le cas du condensé de Vernier (2001).

La nécessité d'équilibrer ou de rééquilibrer la logique du vivant et la logique économique se traduit par de nombreuses recommandations internationales et décisions réglementaires. On peut ainsi se rapporter aux conclusions de la présidence du Conseil européen de Göteborg, en juin 2001, aux textes qui préparent le sommet mondial de Johannesburg fin 2002, ou aux recommandations de la Commission Oskar. Concernant la législation, deux textes récents ont été remarqués au plan français et européen : le code de l'environnement français (annexe à l'ordonnance n° 2000-914 du 18 septembre 2000) et, pour les milieux aquatiques, la directive 2000/60/CE du parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau et concernant les eaux côtières. Ces textes ont pour fondements le respect de la diversité et des équilibres biologiques (livre I, titre I du code de l'environnement) et le fait de considérer que « l'eau n'est pas un bien marchand comme les autres mais un patrimoine qu'il faut protéger, défendre et traiter comme tel » (directive cadre sur l'eau). Les effets des réglementations sont d'imposer (notamment aux États, aux territoires, aux industriels) des obligations de moyens et de résultats, dans l'intérêt général. La pollution d'origine chimique étant considérée comme une des plus graves, de nombreux textes législatifs et recommandations portent sur les substances prioritairement considérées comme dangereuses et sur les conditions d'autorisation de mise sur le marché des substances chimiques en général.

Figure 1
Schématisation de l'Arbre universel du vivant fondé sur le contenu en gènes* des génomes*. 1 747 851 espèces sont actuellement recensées dans le monde (d'après Lecointre & Le Guyader, 2001). La mer abriterait au moins 500 000 espèces différentes.



(*) voir glossaire.

Dans ce contexte, se pose la question de savoir quelles variables biologiques pertinentes peuvent être mesurées pour 1) évaluer les dommages causés par des activités anthropiques, 2) émettre des recommandations pour limiter les émissions de xénobiotiques* et mettre en place des dispositifs d'évaluation environnementale, 3) réparer les préjudices causés aux biens et aux personnes. En d'autres termes, on cherche à savoir quelle est la possibilité, via les mesures de variables biologiques, de diagnostiquer voire de pronostiquer des dysfonctionnements écologiques ?

Ce document est rédigé dans le cadre d'une réflexion menée dans ce sens au sein du département Polluants chimiques de l'Ifremer. Le champ de compétence de ce département s'étend de l'identification et de la dynamique des contaminants chimiques jusqu'à la mise au point de tests biologiques destinés au repérage des effets biologiques de substances chimiques d'origine anthropique, sans négliger la prévention des risques, d'origine chimique, pour le milieu marin (<http://w3.ifremer.fr/delpci/>).

Il est organisé en trois volets qui se déclinent ainsi :

- dans la première partie nous rappelons les catégories de variables biologiques que l'on sait mesurer, les contextes dans lesquels elles ont été étudiées et leur pertinence pour dépister de manière précoce des dysfonctionnements biologiques ;
- dans la seconde partie, nous examinons si les mesures de variables biologiques peuvent ou non permettre d'évaluer la quantité de substances chimiques présentes dans l'eau de mer ;
- dans la troisième partie, nous abordons la question du choix des variables biologiques à suivre au cours des expériences *in vitro* réalisées dans le but de contrôler l'innocuité ou la toxicité de milieux ou de substances et d'émettre des recommandations de précaution.

Pour traiter ces points, des observations faites dans différentes « niches scientifiques » appelées communément écologie, aquaculture, toxicologie, écotoxicologie, analyse de risques ou biologie*-physiologie ont été rapprochées. Pour mieux cerner leurs applications aux milieux marins, les travaux réalisés dans les différents milieux de notre planète ont été explorés. L'analyse porte exclusivement sur les Eucaryotes qui représentent 99,8 % du nombre d'espèces d'organismes vivants actuellement identifiés sur notre planète. Elle ne s'applique pas aux bactéries, qui constituent une biomasse considérable (De Long, 2002) et dont seulement 10 % des espèces auraient été identifiées, ni aux virus qui ne correspondent pas à des organismes vivants selon les récentes définitions (Lecointre & Leguyader, 2001).

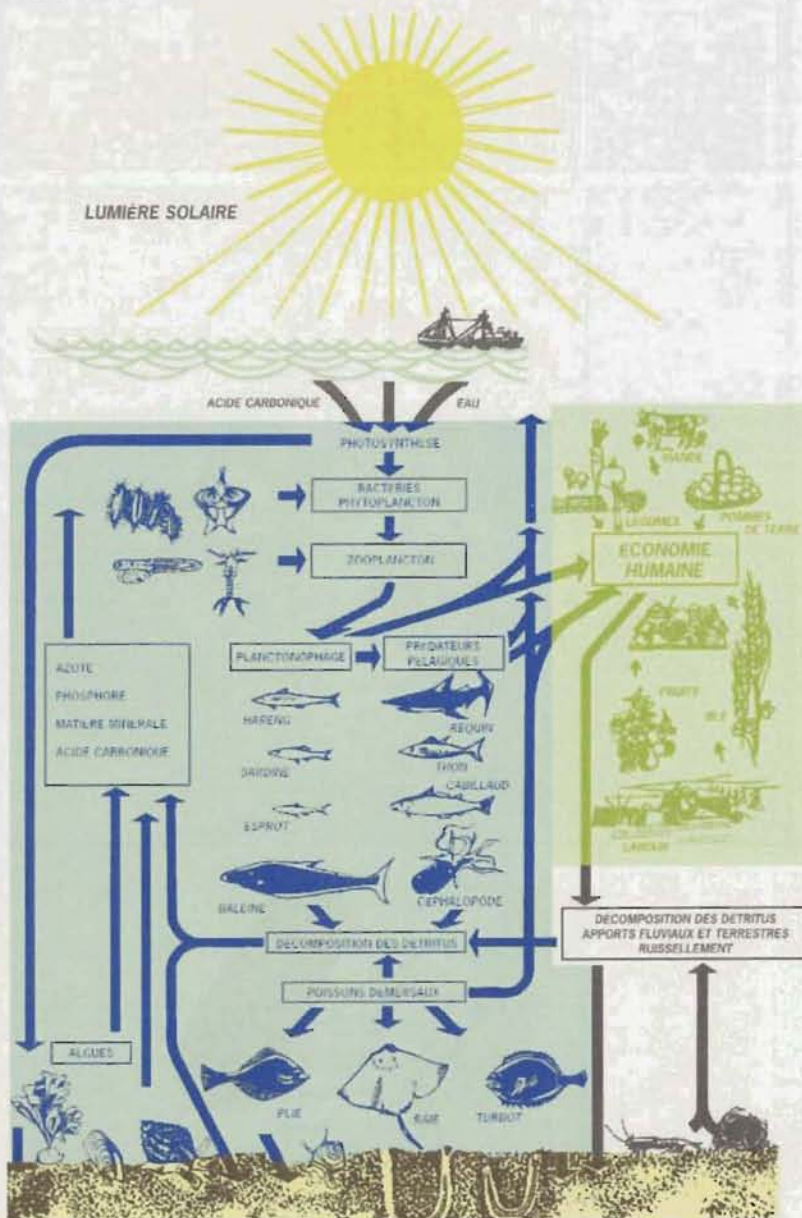


Figure 2 - Le cycle de l'alimentation ou les réseaux trophiques (d'après Schellens & Godin, 1964).

Variables biologiques et diagnostics précoces de dysfonctionnements

Les organismes vivants sont des ensembles complexes auxquels correspondent des paramètres biologiques très nombreux, et dont tous ne sont pas encore identifiés. Chez l'Homme par exemple, les xénobiotiques sont métabolisés par plusieurs centaines d'enzymes* (Beaune, 2001).

Chez les organismes marins, le nombre de variables que l'on sait mesurer et qu'il a été envisagé d'utiliser pour dépister des dysfonctionnements ou des états pathologiques* est déjà très important et ne cesse d'augmenter. Les variables sont de type démographique ou biologique et se rapportent à des anomalies de structure et de fonctionnement génomique, à des anomalies de régulations de l'homéostasie*, de bilans énergétiques, de comportements, de particularités anatomo-morphologiques, etc.

La consultation de documents couvrant plusieurs domaines scientifiques est recommandée pour faire état de la très grande diversité des paramètres susceptibles d'être mesurés chez les organismes marins. Il est particulièrement conseillé de se référer aux documents portant sur :

- l'amélioration des méthodes de mesures de variables biologiques (Bequalm, 2000, SGSEA 2001, sites des programmes européens Artemia, Beep, LRI, UVTOX);
- l'aménagement des eaux côtières (Barnabé & Barnabé-Quet, 1997);
- les systèmes de surveillance des écosystèmes (Drévès & Chaussepied, 2001, Gros 2000, Commission Oskar, 2000, Perez *et al.*, 2000, Sciences Ouest 2001, sites Internet du ministère de l'Environnement, des organismes de recherche tels que le Cedre, le CNRS, l'Ifen, l'Ifremer, l'Ineris, l'IRD, les universités, site Internet Polmar-la pollution des mers, systèmes d'évaluation de la qualité des eaux littorales);
- l'étude des zones sensibles nationales (CUB, 1995; Le Fèvre-Lehoërff *et al.*, 2000; Le Gall *et al.*, 2001) ou internationales (Mer Baltique, Méditerranée);
- l'écotoxicologie (Burgeot *et al.*, 1999, Galgani, 1987; Larvor 1996; Larvor-Cario *et al.*, 2000; Poirault *et al.*, 2002),

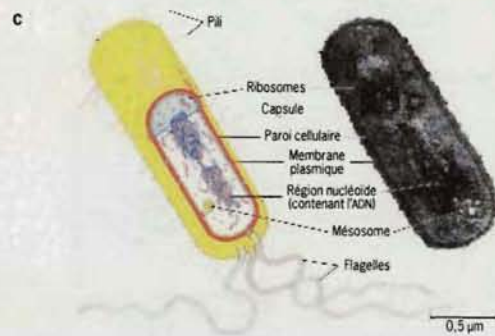
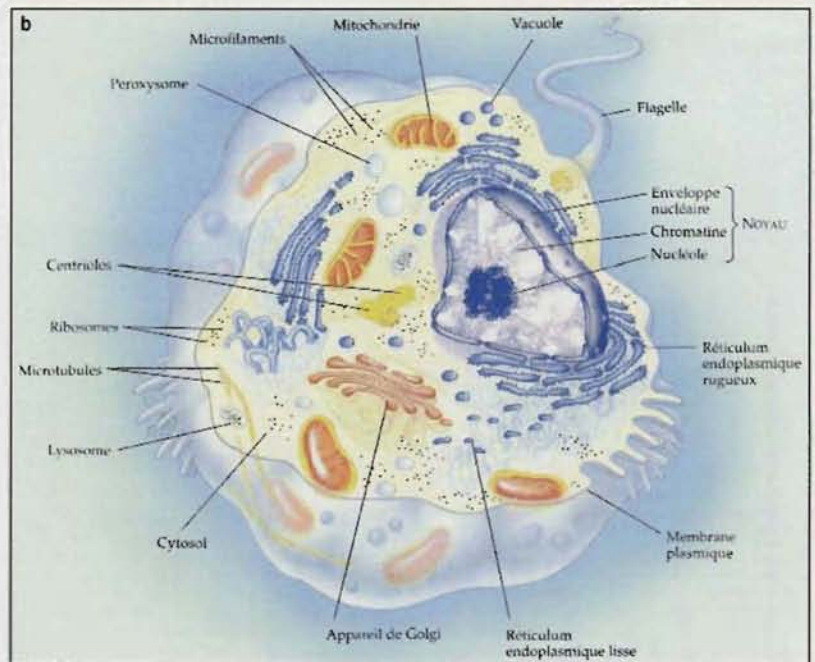
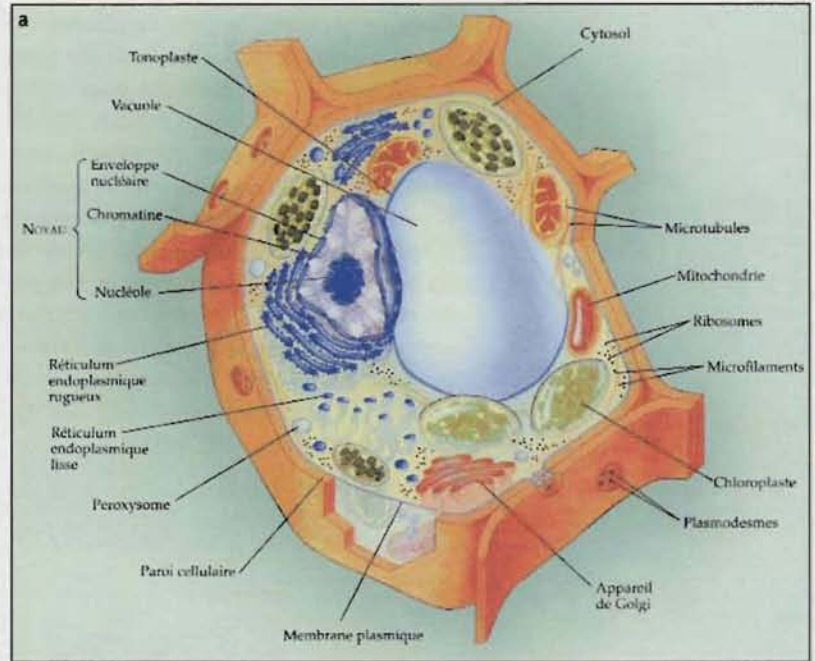


Figure 3 - Écorché de cellules d'Eucaryotes a) végétale et b) animale et de Procaryotes c) (Campbell, 1995).

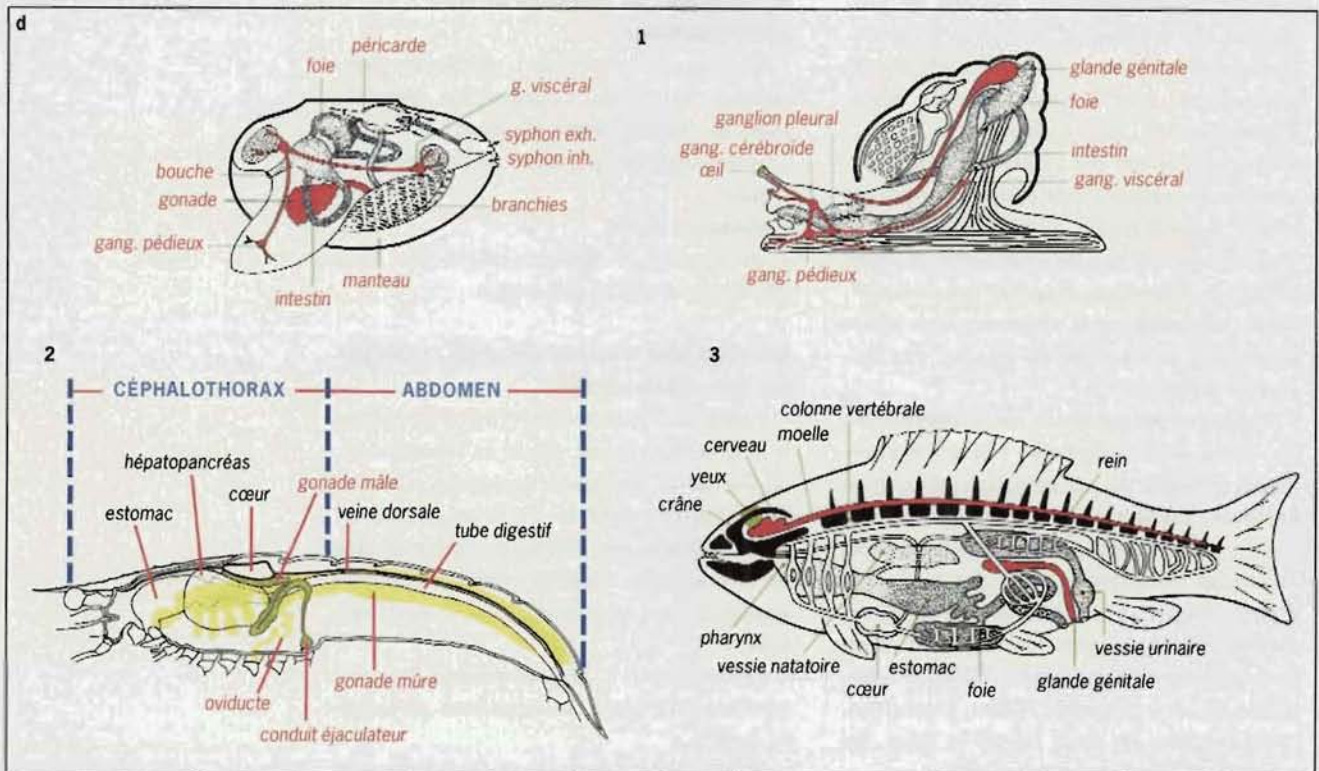


Figure 3 bis - d) Schémas d'organisation de mollusques* lamellibranches, gastéropodes (1), de crustacés* (2) et de poissons (3) dont les espèces font très souvent l'objet d'expérimentations en toxicologie.

- les méthodes d'évaluation du bien-être des espèces marines cultivées (voir les travaux du Cemagref, de l'Ifremer, de l'Inra, actes de symposium de la WAS);
- l'étude de la dynamique et de la biodiversité* des populations exploitées ou naturelles (Gros, 2001);
- l'évaluation des risques (le Guide technique de l'union européenne, Van Leeuwen & Hermens, 1995).

Sans être exhaustif, ce balayage permet d'attirer l'attention du lecteur sur le fait que les variables d'identification des états de santé sont actuellement étudiées dans de nombreuses « niches scientifiques » et qu'il est important, pour avoir une vision synthétique de leur variété, de consulter des sources d'information diversifiées.

À cet égard, les rapports de travaux réalisés dans le cadre d'appels d'offres nationaux (Pnétox, Liteau, Erika) ou internationaux (5^e PCRD/UE, Otan, ONU, FAO), les actes de colloques et symposiums tels que ceux organisés par l'Arct, le Ciem, la Setac ou la WAS, des sites Internet se rapportant à l'éco-toxicologie marine (Poirault *et al.*, 2002) peuvent eux aussi être très informatifs.

En fait, les variables biologiques mesurées peuvent être classées (i) en variables caractéristiques de différents niveaux d'organisation, (ii) en variables de type démographique, (iii) en variables mesurées sur des cellules isolées.

i) variables mesurées à différents niveaux d'organisation des organismes (classement effectué en partant du niveau moléculaire) :

- de la régulation de l'expression des gènes ou de l'ADN* : nombre de cassures et adduits* ADN, niveau de transcription de gènes dits de résistance aux métaux, de gènes HSP-like, apoptose*, carcinomes*, taux d'aneuploïdie;
- des régulations biochimiques, hormonales, ioniques :
 - régulation enzymatique : inhibition/activation, induction/répression d'enzymes du métabolisme* des xénobiotiques* = EMX (AchE, catalases, Erod*, GST*, Cyp, etc.), d'amylases, de kinases,
 - régulation de l'équilibre hydrique : compositions ioniques ou en compositions en sels, niveau de Na-K ATPase,

- régulation hormonale : niveaux de production de cortisol, d'hormones* thyroïdiennes, d'hormones de la reproduction* (stéroïdes*, LHRH, GnRH, GTH, etc.), d'hormones de l'axe corticotrope,

• *des régulations des systèmes de défense* : nombre et catégories de cellules sanguines et de l'hémolymphe, niveaux de production des protéines de chocs thermiques (HSP), de défensines, fragilité lysosomale*, MXR (mécanismes de résistance aux xénobiotiques), production de mucus, production de mélanine* ;

• *du métabolisme de base, des bilans énergétiques, des réserves et de l'adaptation* : bilans énergétiques globaux ou par compartiments biologiques, Dynamic energy budget theory (DEB), résistances aux stress simples ou multiples notamment pour des individus réputés fragiles, consommation d'oxygène, rythme cardiaque, pression artérielle, lipolyse, glycolyse, composition en PLG (protéines, lipides, glucides) totaux, glycogène, compositions en eaux libres et liées, en acides gras libres, en cendres, etc. ;

• *de la croissance* : prise alimentaire, indice de croissance journalière, poids, taille, incrémentations* calcaires et organiques dans les parties calcifiées ou composées d'aragonite, niveaux de filtration et d'ingestion ;

• *de la reproduction* : fécondité, fertilité, activité des spermatozoïdes, capacité de maturation finale, aptitude des gamètes* à la fécondation*, sex-ratio, niveau de recrutement effectif des descendants ;

• *des altérations et anomalies anatomo-morphologiques* : nombre de plaies cutanées, de nécroses et lésions d'organes, réductions anormales d'organes tels que le byssus pour des bivalves ; altérations tissulaires, changements de couleurs ;

• *des comportements* : présence/fuite, anomalies de nage (absence de vessie natatoire), bâillement, modifications de posture ;

• *de la photosynthèse spécifique aux plantes* : vitesse d'incorporation d'adénine et de thymidine permettant de mesurer la tolérance de communautés à des degrés variables de pollution.

(ii) exemples de variables de type démographique

- relations de compétition, prédation, parasitisme, symbiose, colonisation, associations de communautés vivantes ;

- dynamique des populations, indices biotiques ;

- espérance de vie ;

- marqueurs* moléculaires de flux géniques, diversité génétique.

(iii) exemples d'autres variables mesurées sur des cellules isolées

- gamètes : consommation d'oxygène, bilans énergétiques, mode et intensité du déplacement des spermatozoïdes, taux de fécondation, vitesse de segmentation* après fécondation, élévation de membrane de fécondation, viabilité cellulaire, dosages enzymatiques en relation avec le cycle cellulaire* ;

- microalgues* : dénombrement, activité photosynthétique, associations phylogéniques* ;

- cellules isolées d'organes et maintenues *in vitro* : fragilité lysosomale, induction de protéines de stress (protéine 14-3-3 dite chaperone et bloquant l'apoptose), exploration de la fonction mitochondriale, études structurales, de flux ioniques, électrophysiologiques, bilans énergétiques (en aérobiose et anaérobiose).

La question actuellement très débattue porte sur la valeur des variables. En d'autres termes, toutes ces variables sont-elles pertinentes pour dépister de manière précoce des dysfonctionnements biologiques ?

La pertinence sera d'autant plus grande que les variables renseigneront sur l'apparition d'un état de fatigue ou de morbidité*. Ce sera le cas, si de fortes corrélations sont établies entre les variables mesurées et des modifications sévères de l'espérance de vie, de la croissance, de l'hérédité*, du renouvellement des individus.

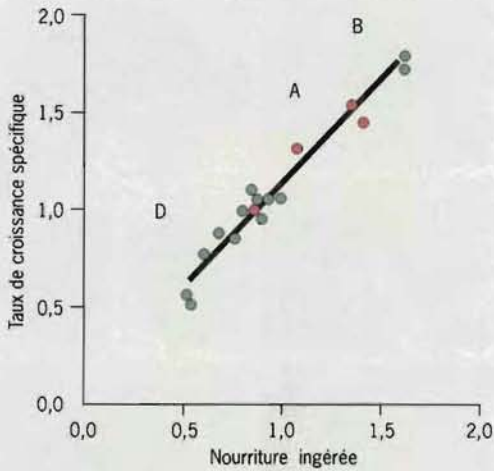


Figure 4 - Relation établie expérimentalement entre la croissance et la prise alimentaire chez des juvéniles de turbot *Scophthalmus maximus*. Nourriture ingérée = [(Quantité de poids sec de nourriture distribuée/Poids total de poisson)100]/n jours; Taux de croissance spécifique = $100(\ln w_f - \ln w_i)/n$ jours (d'après Burel et al., 1996).

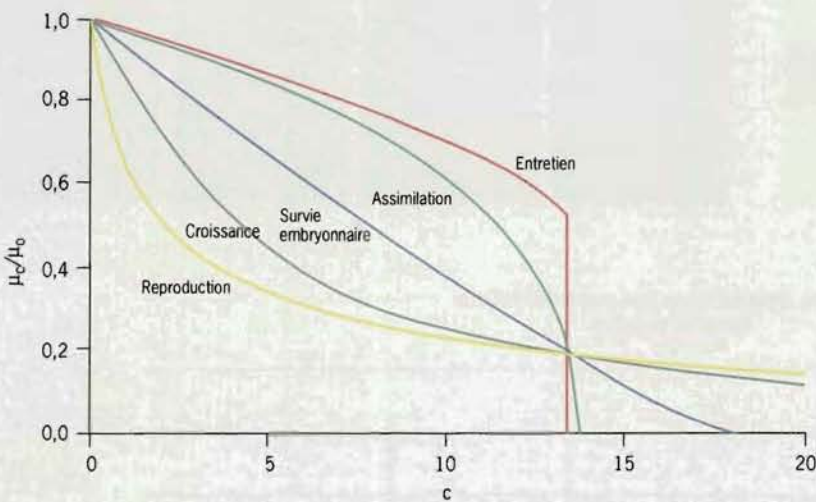


Figure 5 - Représentation schématique des réactions d'organismes vivants, au niveau de différentes fonctions, exposés à des substances néfastes dans l'environnement. Ce schéma illustre le fait que la fonction de reproduction est altérée avant celle de la croissance, de la survie des œufs, ou de fonctions se rapportant au métabolisme de base (d'après Koojman & Bedaux, 2000). μ_c/μ_0 = valeurs mesurées sur des populations exposées/valeurs effets mesurées sur des populations témoins; c = concentrations théoriques dans l'environnement. La théorie de la dynamique du budget énergétique (DEB) se développe pour donner et améliorer ce genre de courbes (Bedaux, 2001).

En fait, jusqu'à présent peu de corrélations ont été établies entre des paramètres biologiques testés pour leur capacité à annoncer de manière précoce l'apparition d'états pathologiques et de réels dysfonctionnements. D'après des travaux réalisés en eaux douces et en eaux marines, et en prenant soin d'interpréter les mesures par rapport à des normes qui auront été statistiquement préétablies, les mesures de variables biologiques aujourd'hui considérées comme pertinentes pour permettre le dépistage de dysfonctionnements sont (fig. 4, 5, 6) celles concernant :

- la prise alimentaire surtout mesurable dans des écosystèmes fermés et semi-ouverts (fig. 4);
- l'effort de reproduction identifié par l'énergie dévouée aux mécanismes activés pour la propagation des espèces (SFR-Scope For Reproduction, DEB; Bedaux, 2001), le sex-ratio, la fécondité, la fertilité et la qualité des gamètes (fig. 5);
- les bilans parasitaires;
- l'apparition progressive de plaies cutanées et de carcinomes.

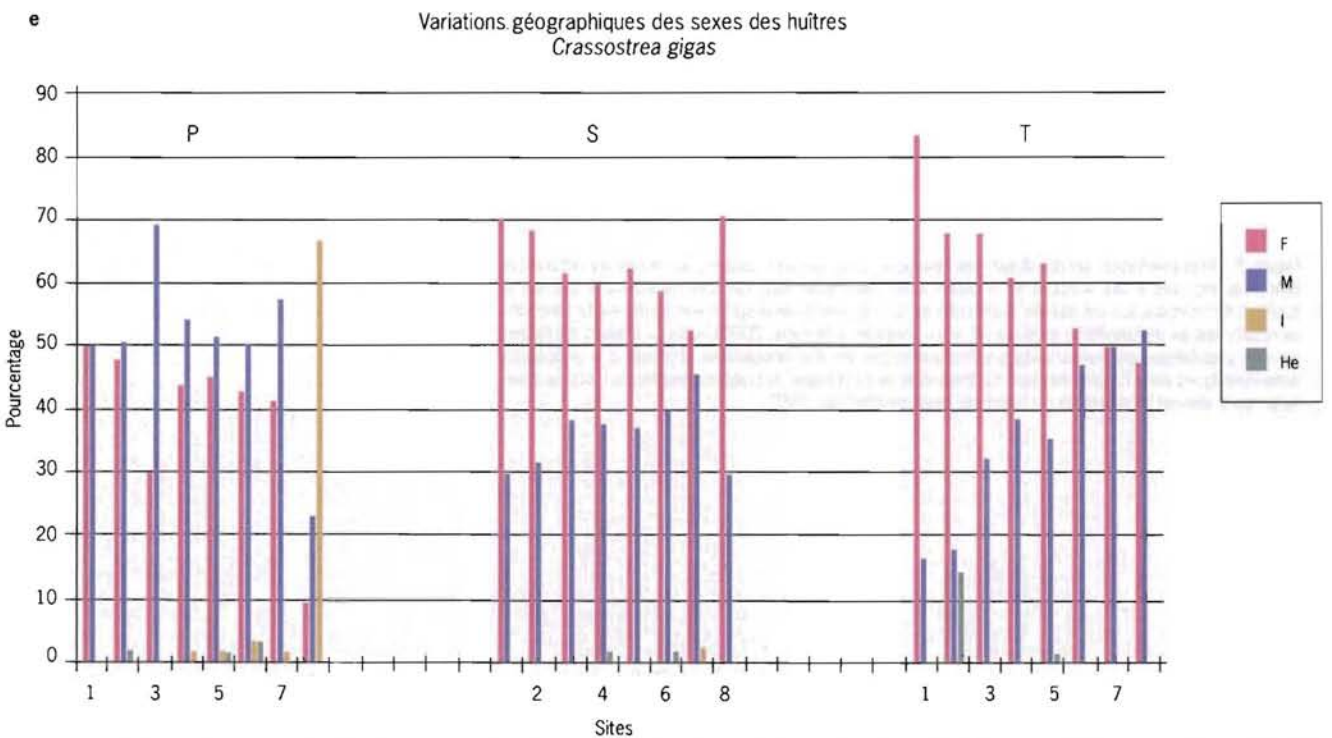
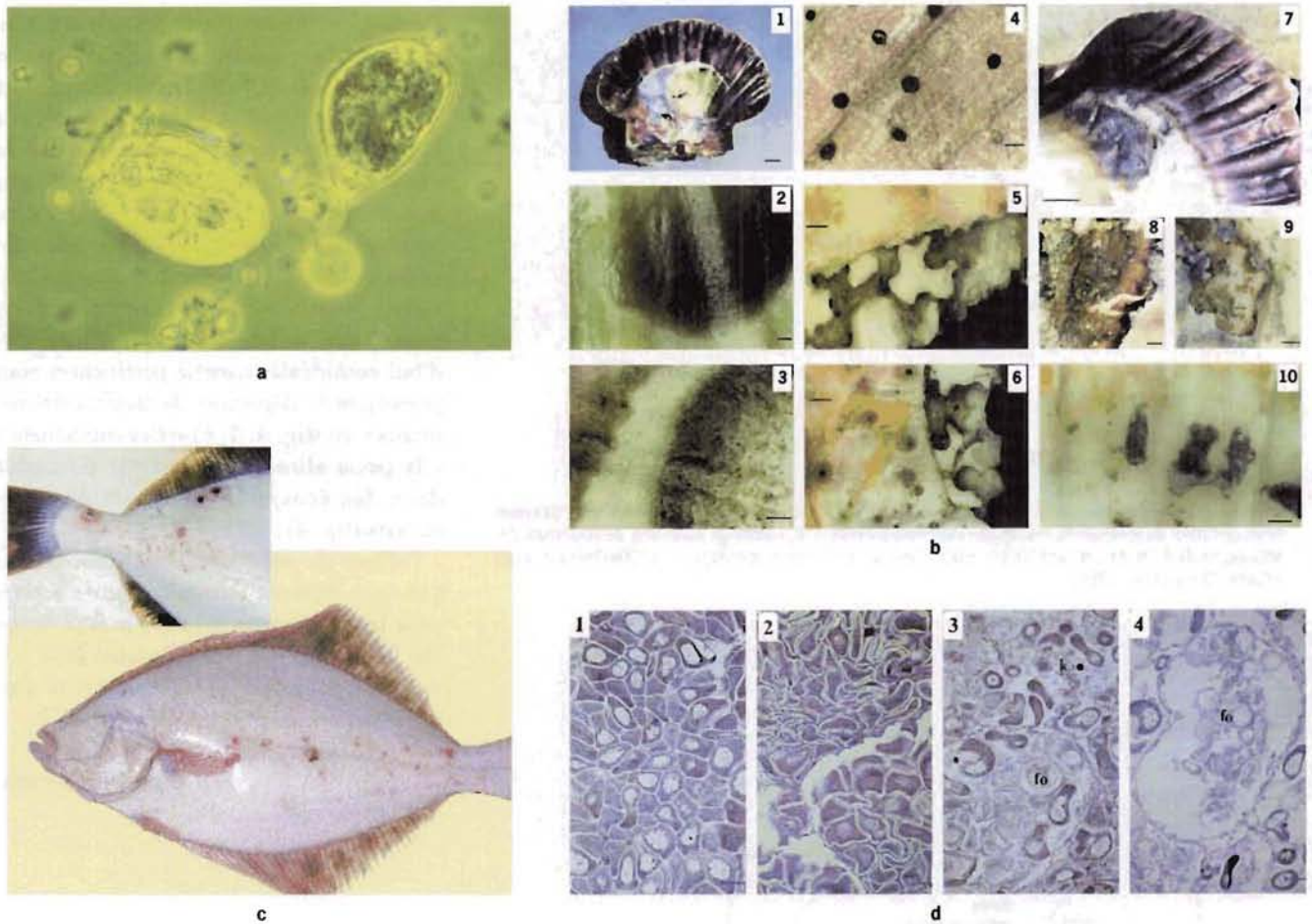


Figure 6 - Exemples de manifestations de dysfonctionnements biologiques : a) explosion de la multiplication des microalgues de type *Dinophysis*; b) apparition anormale de mélanine dans les tests de coquilles Saint-Jacques *Pecten maximus*, signalant un vieillissement anormal, photo 1. Cette anomalie s'accompagne de perforations anormales de la coquille et de la présence dans les cavités formées de microalgues opportunistes, photos 2 à 10; c) lésions cutanées chez le flet *Platichthys flesus*; d) phénomène d'atrésie ovocytaire (photos 2, 3, 4) chez la coquille Saint-Jacques, en réponse à l'exposition des animaux à des pesticides (Diuron et Mécoprop) aux doses environnementales; e) variabilité des sex-ratio d'huîtres creuses hermaphrodites, *Crassostrea gigas*, en fonction de leur environnement d'élevage. P: huîtres âgées d'un an, S: huîtres âgées de deux ans, T: huîtres âgées de trois ans, F: femelle, M: mâle, I: sexe indéterminé, He: hermaphrodite, 1 à 7: sites d'élevage classés du nord au sud du littoral français (Devauchelle, 2000).

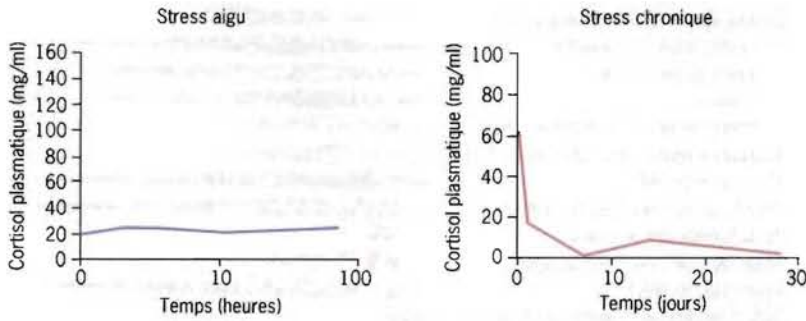


Figure 7 - Réponse de l'axe corticotrope à deux stress différents chez la truite arc-en-ciel. Le stress aigu est sans effet significatif; le stress chronique induit une réponse qui n'est plus significativement différente de celle des témoins quelques jours après le démarrage du stress, ceci malgré sa persistance. Ceci illustre l'adaptation au stress (d'après Auperin, 1999).

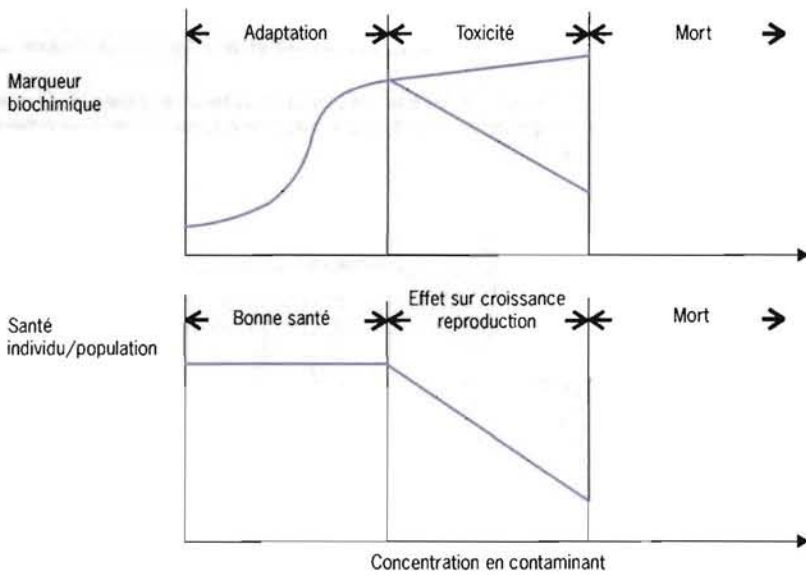


Figure 8 - Cette figure illustre le fait que les mesures de marqueurs biochimiques d'organismes vivants mis en situation de stress ou de pollution sont moins adaptées pour alerter un observateur extérieur d'une situation de détresse biologique, que les mesures physiologiques (d'après Mayer et al. dans Flammarion, 2000).

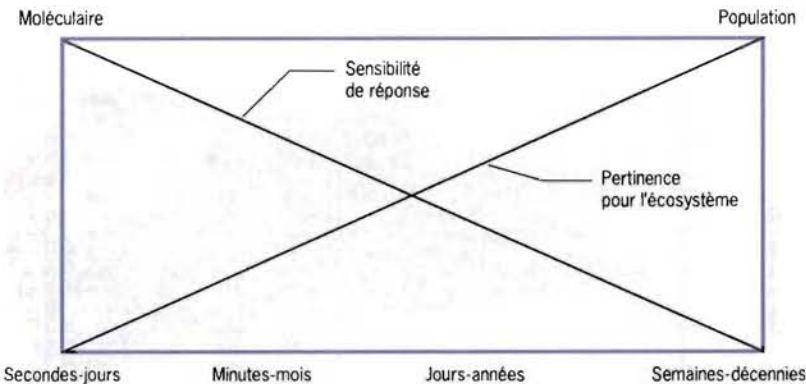


Figure 9 - Ce schéma illustre le fait que la pertinence des mesures d'indices biologiques considérés au niveau moléculaire au niveau population varie en fonction de l'espace temps considéré et de la durée des effets d'un environnement perturbé (d'après Sclenk et al. dans Flammarion, 2000).

Il a aussi été démontré que d'autres variables, moins référencées sont, elles aussi pertinentes. Il s'agit des données concernant :

- les résultats de tests d'endurance « stress on stress » ;
- la conformation des pièces calcifiées, la présence de mélanine dans les éléments structuraux ;
- les anomalies d'incrémentations journalières ou saisonnières des valves de coquillages.

On ne retrouve pas d'hormones, d'enzymes ou de contenus ioniques dans cette liste « pertinente ». Ces éléments font partie du milieu interne des organismes et à ce titre, leur régulation se fait en fonction de « points-consignes* » inscrits dans le génome. Les éléments internes sont sensibles aux pressions extérieures que l'organisme subit mais, lorsqu'ils varient, des systèmes de régulation entrent en action pour rétablir leurs niveaux dans des fourchettes de valeurs prévues par les consignes, ceci pour sauvegarder l'équilibre des milieux internes (homéostasie), première priorité des organismes. Les variations de cortisol enregistrées dans des cas de stress aigu ou chronique illustrent, par exemple, parfaitement le résultat de la régulation et la capacité d'adaptation des organismes (fig. 7).

Les consignes (et les écarts autorisés) varient en fonction de facteurs biologiques (espèce, sexe, âge, précédentes expériences environnementales, facteurs génétiques, etc.). Du fait du syndrome* d'adaptation et compte tenu des variations liées aux facteurs biotiques, la mesure des hormones, des enzymes, des contenus ioniques et de molécules impliquées dans les régulations ne permet que très difficilement de discriminer un état d'adaptation d'un état de morbidité irréversible (fig. 8). Les indicateurs biochimiques ont certainement un avenir dans les méthodes opérationnelles d'évaluation environnementale, mais leur signification demeure pour l'instant controversée.

Il n'est donc pas surprenant que les variations des mesures telles que celles de l'induction de l'activité Erod, de l'inhibition des niveaux d'AChE, de la production de métallothionéines* soient, d'une part, très difficiles à interpréter, en particulier lorsque leurs points-consignes (et les écarts autorisés) sont méconnus, et, d'autre part, peu

enclins à annoncer le début d'états pathologiques sévères. De telles mesures sont davantage sensibles que pertinentes pour mesurer les déséquilibres biologiques des organismes, donc des écosystèmes (fig. 9).

L'abondance des espèces ne fait pas non plus partie des paramètres pertinents sélectionnés ci-dessus. En fait, l'abondance d'espèces est caractérisée par des oscillations naturelles fortes, démontrées en milieux clos dulçaquicoles (Caquet, 2000) ou en mer (Blanchard, 2000).

La figure 10 illustre la variabilité potentielle de différents paramètres dans les mésocosmes* mis au point par Caquet (2000). La figure 11 illustre les variations d'abondances de stocks de poissons en mer. Ces variabilités peuvent tout simplement être des réponses aux variations de facteurs naturels tels que température ou salinité (fig. 12, 13).

S'il est vrai que relier une abondance à un état pathologique des espèces est possible, cela suppose que de longues séries d'observations soient disponibles pour pouvoir interpréter les variations d'abondance en fonction d'une référence « normative ».

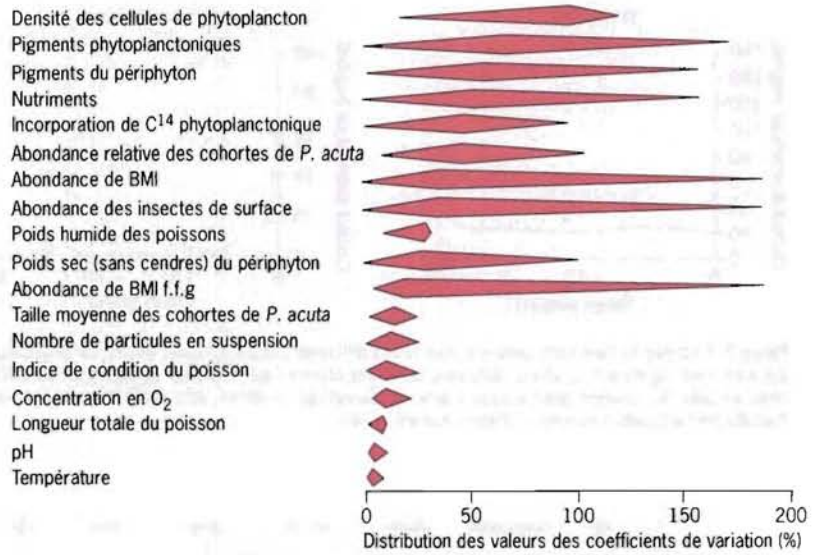


Figure 10 - Ce schéma met en évidence les différents niveaux de variabilité ou de stabilité d'indices biologiques (ou descripteurs biologiques) mesurés dans un écosystème dulçaquicole reconstitué (mésocosme) (d'après Caquet et al., 2001).

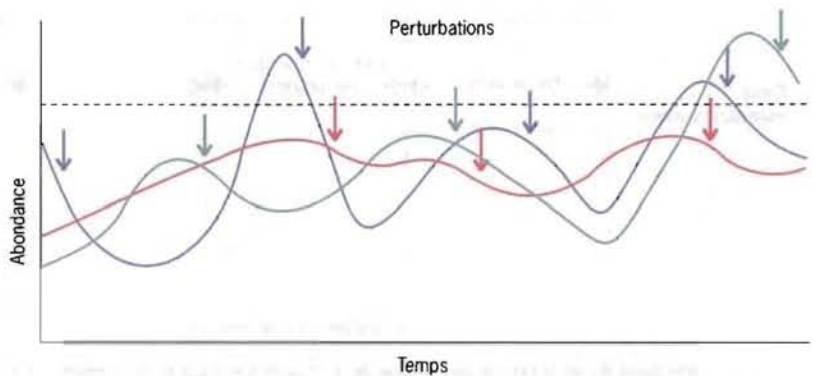


Figure 11 - Évolution temporelle théorique des abondances de peuplements et des régulations par des perturbations. Ce schéma illustre le caractère fondamental oscillatoire des phénomènes biologiques, à travers les variations d'abondance de poissons, en présence ou en l'absence de perturbations d'origine anthropique. Les flèches figurent le processus écologique (d'après Barbault dans Blanchard, 2000).

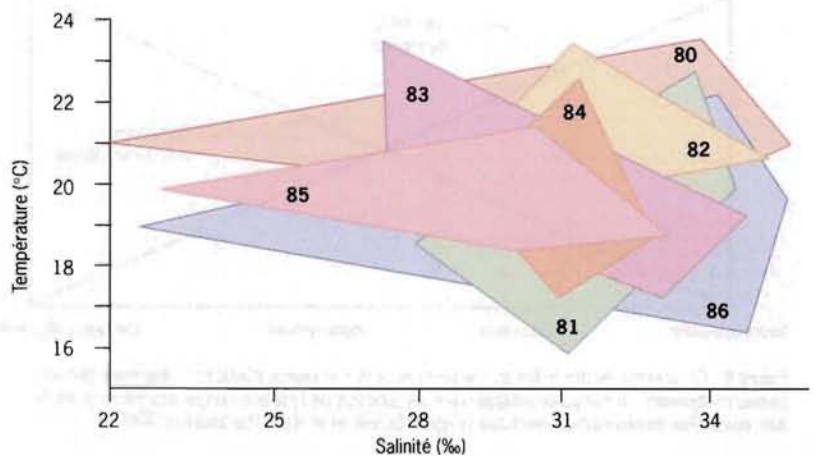


Figure 12 - Effet combiné de la température et de la salinité sur le recrutement interannuel de l'huître creuse *Crassostrea gigas* dans le bassin de Marennes-Oléron (d'après Héral dans Gouletquer, 1997).

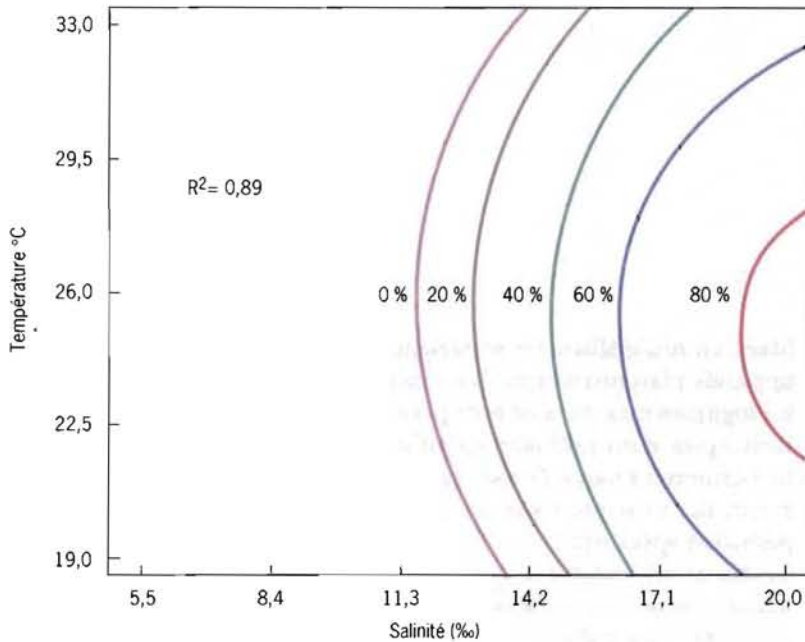


Figure 13 - Variations de la survie des larves d'huître américaine *Crassostrea virginica* âgées de 2 jours, en fonction de la température et de la salinité (d'après Gouletquer, 1997).

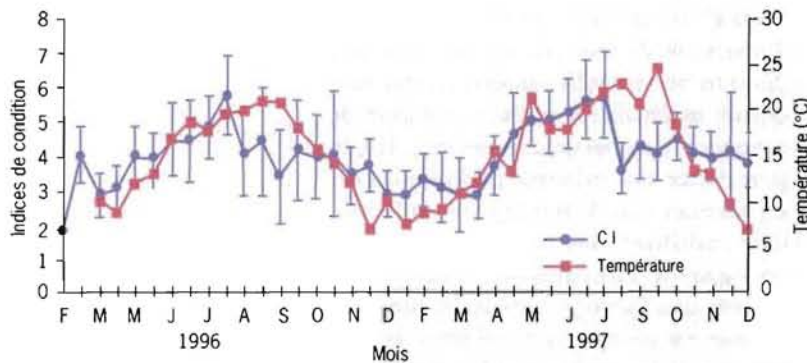


Figure 14 - Évolution des indices de condition de l'huître *Crassostrea gigas* en fonction de la température. Les variations d'indices reflètent le niveau de développement des gonades* (Lango-Reynoso et al., 1999).

Le choix des paramètres servant au dépistage des états pathologiques est donc restreint, pour l'instant. Dans tous les cas, pour dépister des dysfonctionnements, il est nécessaire d'interpréter les mesures en fonction de références de normalité, ce qui se fait de manière routinière en médecine humaine. Ceci suppose une connaissance des fonctions physiologiques notamment, éventuellement des caractéristiques génomiques et du niveau d'oscillations acceptable des valeurs biologiques leur correspondant. Comme le montre à nouveau la figure 14, les oscillations peuvent être très fortes.

C'est à ce prix que des améliorations ont été faites sur les cheptels. Ce qui est vrai pour des espèces cultivées l'est aussi pour des espèces dites « sauvages » sur lesquelles on voudrait pratiquer des bilans de santé.

Par conséquent, cela signifie que l'étude des déséquilibres graves touchant des organismes représentatifs de la diversité biologique (macroalgues, microalgues, Invertébrés crustacés/mollusques et poissons) devra commencer par l'évaluation statistique des constantes biologiques (et de leurs variations spatiales et temporelles) pour des paramètres judicieusement choisis. Cette démarche aura d'autant plus d'intérêt qu'elle mentionnera les changements des valeurs des constantes selon la diversité des milieux dans lesquels une espèce ou une communauté vit.

Cette démarche habituelle dans le milieu médical et vétérinaire est adoptée par le Pays basque espagnol (congrès Setac 2001-Madrid/Espagne), le long des côtes, à titre expérimental, alors que dans la baie de Seto (Japon), le suivi de la restauration de l'environnement* est organisé autour du suivi de l'abondance de deux espèces d'algues brunes, d'algues vertes, de crustacés et d'éponges (Hénocque, 2001). En outre, des recherches de modélisation* spatiale se référant aux taux de migration, chez les espèces vivantes en général, et chez la truite fario en particulier, sont actuellement à l'étude en cours (Chaumot, 2001a,b).

Évaluation des substances chimiques présentes dans l'eau de mer : intérêt et limites des mesures biologiques

Les scientifiques ont cherché à établir des corrélations entre les niveaux de contaminants évalués par des méthodes chimiques et des effets biologiques.

Les contaminants étudiés sont notamment les nutriments*, pour leur capacité à créer des anoxies susceptibles d'asphyxier les organismes (Héral *et al.*, 1991), les métaux lourds*, les hydrocarbures halogénés et aromatiques, les organo-étains, les détergents*, les produits phytopharmaceutiques*, etc. Les effets biologiques examinés sont principalement des effets cytotoxiques*, mutagènes*, physiologiques. On note que, plus récemment, la communauté scientifique alerte sur les dysfonctionnements endocriniens, pouvant se traduire par des modifications de la production de stéroïdes chez diverses espèces, et, par conséquent, par des effets graves sur la sexualité et la capacité de reproduction des organismes (Forbes & Forbes, 1994, Pérez *et al.*, 2000).

Plus précisément, de très nombreuses corrélations entre réactions biologiques et polluants* ont été recherchées en mesurant des enzymes du métabolisme des xénobiotiques couramment appelés EMX (Erod, AChE, GST, CYP, etc.), des anomalies de structures de l'ADN (adduits et cassures), des stéroïdes ou différentes protéines dites spécifiques, telles les métallothionéines, la vitellogénine*, en étudiant les modifications de la sexualité ou de la morphologie des coquilles de bivalves, le niveau d'induction de gènes métaux-spécifiques ou encore en identifiant des mécanismes de résistance aux xénobiotiques* appelés MXR.

D'excellentes corrélations ont pu être mises en évidence entre des mesures biologiques et la présence de contaminants dans l'eau. C'est par exemple le cas entre quantité d'adduits ADN et HAP* (fig. 15) (Ware, 1995).

Mais, en multipliant les expériences, il apparaît clairement que les réactions biologiques mesurées ne sont pas caractéristiques d'un polluant spécifique et ne permettent pas, *a fortiori* et actuellement, de renseigner sur un niveau de pollution spécifique.

Ce constat, effectué d'abord pour des espèces d'eaux douces plus étudiées, (Flammarion, 2000), est étayé par les travaux réalisés sur des espèces d'eaux salées (Geffard, 2001, Poirault *et al.*, 2002). Cela vaut notamment pour des relations recherchées entre polluants et induction de l'activité Erod, inhibition des niveaux d'AChE, niveaux d'œstradiol* et, très vraisemblablement, taux d'inversions de sexe, etc. En fait, s'il existe des corrélations intéressantes entre des marqueurs moléculaires et l'accumulation de substances dans les organismes (fig. 16), la pertinence des mesures biologiques est en premier lieu de renseigner sur la biodisponibilité* des inducteurs (toutes catégories confondues), ceci sous réserve que l'interprétation des mesures prenne en compte des paramètres chimiques et biologiques [physiopathologie, sexe (fig. 17, 18), état de gamétogenèse, etc.]. Au nombre des inducteurs potentiels figurent non seulement des polluants chimiques mais aussi des facteurs naturels tels que la température, la salinité ou l'oxygène dissous. Une réserve semble toutefois devoir être émise sur les récentes recherches qui s'orientent vers le repérage de gènes de résistance spécifiques majeurs et mineurs et les relations entre niveaux d'expression de tels gènes et la quantité d'un polluant ou d'une famille de polluants présents dans l'environnement. Il est encore hasardeux de conclure sur la spécificité ou la non-spécificité des réactions de transcription ou de traduction* de gènes pouvant se révéler spécifiques.

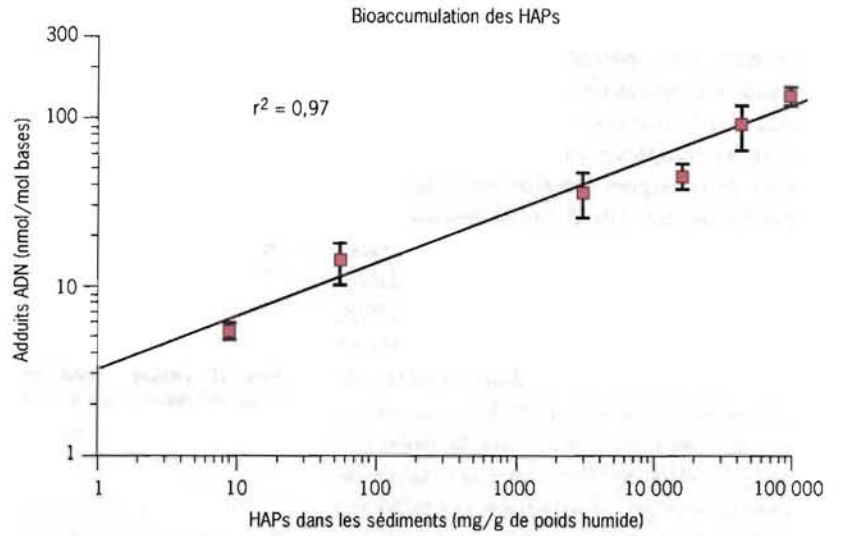


Figure 15 - Corrélation entre la quantité de HAP dans les sédiments et les adduits de l'ADN du foie du poisson *Opsanus tau* (d'après Collier et al., dans Ware, 1995).

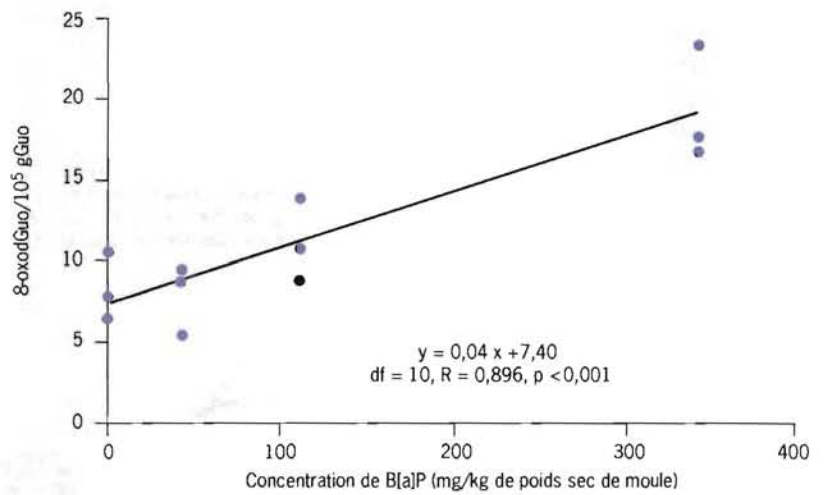


Figure 16 - Corrélation entre la concentration de benzo[a]pyrène et la formation de 8-oxo-7,8-dihydro-2'-desoxyguanosine (8-oxodGuo) dans la glande digestive de la moule *Mytilus galloprovincialis*. L'augmentation de 8-oxodGuo est corrélative des dommages à l'ADN (d'après Akcha et al., 2000).

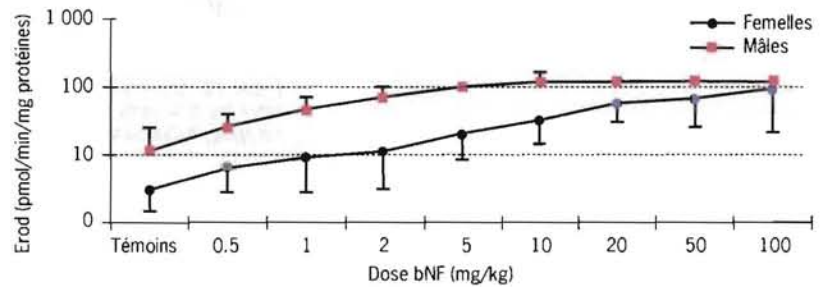


Figure 17 - Activation des niveaux de l'activité Erod chez le goujon de pisciculture en réponse à la présence de beta-naphtoflavone. Les intervalles de confiance figurés sont calculés à 95% (D'après Flamarion, 2000)

La non spécificité des réactions biologiques étudiées est cohérente avec le fonctionnement des organismes vivants qui réagissent aux modifications extérieures par des boucles complexes de régulation en fonction de consignes inscrites au programme génétique (fig. 19). Pour des modifications de nature très différente du milieu extérieur, des réactions biologiques semblables ont été mises en évidence (Scaps, 1998, Flammarion, 2000). Malgré les progrès en biologie marine, il est donc prudent de considérer que les moyens les plus justes et les plus précis d'évaluer la présence et la biodisponibilité en particulier de contaminants chimiques spécifiques dans les eaux demeurent, pour l'instant, les mesures chimiques effectuées dans l'eau elle-même et dans des organismes vivants (fig. 15, 20). Cela est applicable à l'évaluation de la présence et de la biodisponibilité de contaminants dans d'autres compartiments, les sédiments par exemple. Lorsque cela est financièrement possible, il pourrait être très instructif, sur le plan de l'interprétation des résultats, de faire des mesures en parallèle dans les compartiments inertes et vivants, l'organisme vivant étant en général un « réservoir » moins fluctuant sur des courtes durées que le milieu aquatique

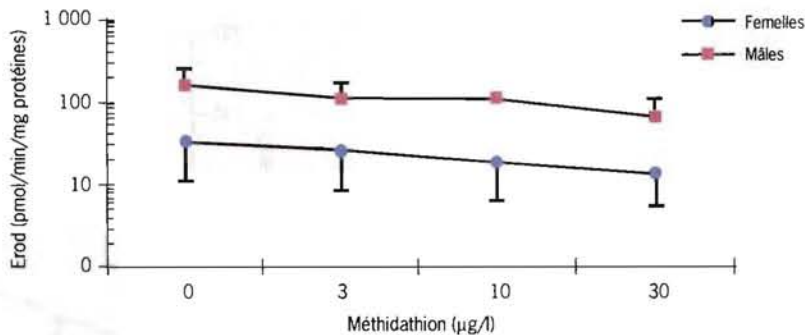


Figure 18 - Inhibition de l'induction de l'Erod chez le goujon exposé au méthidathion à des doses environnementales (d'après Flammarion, 2000).

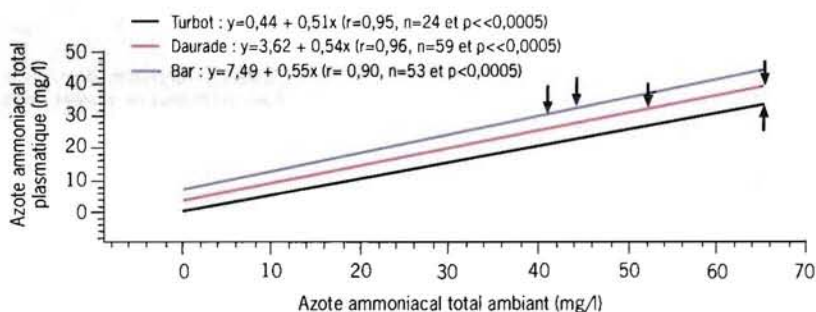


Figure 20 - Relations entre les concentrations de substances dans l'environnement et dans les organismes. Teneur en ammoniacal total des environnements d'élevage et du sang de daurades *Sparus aurata*, bars *Dicentrarchus labrax* et de turbots *Scophthalmus maximus*. Comparaison des droites de régression obtenues pour les trois espèces (d'après Person Le Ruyet et al., 1995).

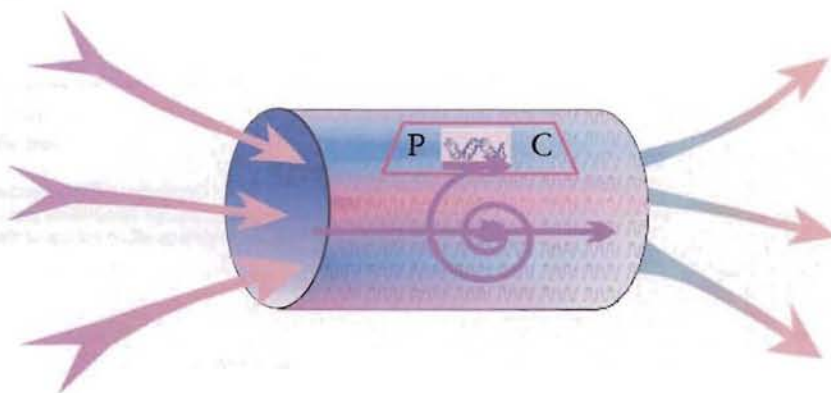


Figure 19 - Schéma de fonctionnement des organismes vivants, symbolisant les fortes associations entre les influences de l'environnement, les mécanismes physiologiques régulés par des points consignes (PC) inscrits au patrimoine génétique d'une espèce et le bilan bioénergétique* de fonctionnement.

Évaluation par des mesures biologiques de la toxicité des milieux et des substances : les essais biologiques

Définition des essais biologiques. Généralités

Dans ce texte, on entend par essai biologique la procédure consistant à exposer volontairement des organismes vivants à un milieu dont on souhaite évaluer les éventuels dommages à la vie. Les essais biologiques peuvent être réalisés à différents stades du développement des organismes, de l'embryon au stade adulte, mais aussi sur des cellules isolées : gamètes, cellules isolées d'organes variés dont on réussit la culture *in vitro*, par exemple celle des hépatocytes humains. Les essais se déroulent dans des enceintes dont le volume peut varier de quelques millilitres (éprouvette) à plusieurs mètres cubes (mésocosmes) ou dans des parcs et des cages placés dans les milieux naturels ouverts. Ils sont communément appelés bioessais, biotests ou tests/essais écotoxicologiques*. Ils ont caractérisé la démarche de l'écotoxicologie à ses débuts, ce qui n'est plus le cas actuellement : en

effet, et pour reprendre les termes de deux spécialistes mondialement reconnus Forbes & Forbes (1994), l'écotoxicologie correspond désormais à un « méli-mélo de définitions » ; plusieurs auteurs tel Lagadic (2001) s'appliquent d'ailleurs à clarifier les différentes définitions.

Les essais biologiques se sont considérablement développés au cours du XX^e siècle, avec l'intensification des activités anthropiques. L'idée était de vérifier si des rejets de milieux et substances d'origine anthropique mettaient en danger la vie des organismes vivants. Des essais se sont déroulés dans tous les milieux : l'air, la terre, les milieux aquatiques d'eaux douces ou d'eaux marines.

Les essais réalisés dans des eaux salées représentent environ 15 % des essais pratiqués en milieux aquatiques (Poirault *et al.*, 2002). Leur nombre a fortement augmenté depuis 30 ans (fig. 21).

Une grande partie d'entre eux est destinée à évaluer les dangers des substances chimiques ; en effet, 100 000 substances environ sont commercialisées et approximativement 2 000 nouvelles substances sont proposées à la mise sur le marché, chaque année, en Europe. Les bioessais sont utilisables pour évaluer l'impact de toutes sortes d'activités humaines potentiellement dommageables pour les organismes vivants.

Toutes les activités humaines, toutes les substances chimiques n'ont pas fait l'objet d'essais biologiques. Seulement 21 % des substances chimiques ont, par exemple, fait l'objet de bioessais sur des mammifères (Sparling *et al.*, 2000).

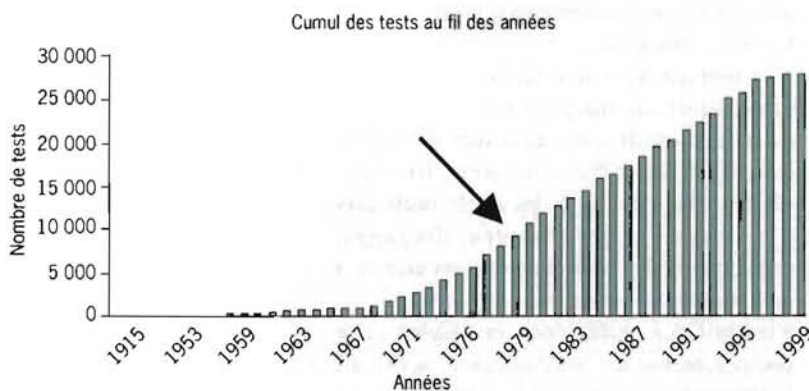


Figure 21 - Évolution du nombre de tests écotoxicologiques répertoriés dans la base de données Aquire de l'agence américaine pour la protection de l'environnement.
Adresse internet : <http://www.epa.gov/ecotox>

Seulement 0,65 % des 100 000 substances mises sur le marché ont été testées sur des organismes marins (Poirault *et al.*, 2002), les expériences en milieux poly et mésosalin étant majoritaires (fig. 22). Seulement 0,25 % des 500 000 espèces marines (évaluation minimum) répertoriées ont fait l'objet d'expériences. Pour un quart d'entre elles, il s'agit d'espèces cultivées. Le paramètre biologique le plus mesuré pour évaluer les effets de substances est la mortalité (77 % des cas). Les mesures de croissance (6 % des cas), de comportement (3 %), de reproduction (3 %) sont minoritaires. Trente-quatre catégories phylogénétiques, principalement des crustacés (33 %), des poissons téléostéens (26 %), des mollusques (17 %) et des algues (11 %), ont été expérimentalement exposées à des substances. Les stades de développement « adulte » sont deux fois plus utilisés que les stades embryon, juvénile, larve, employés dans les mêmes proportions. Les conditions d'essais sont en fait très hétérogènes.

Difficultés

Les activités humaines endommagent l'environnement marin par accident ou de manière chronique. Des opérations de réhabilitation ou de restauration de milieu sont d'ores et déjà entamées (Drévès & Chaussepied, 2001). Afin de prendre des mesures de protection ou de restauration de manière la plus éclairée possible, il est envisagé de développer les bioessais pour 1) réduire et limiter les sources de perturbations biologiques, 2) évaluer les eaux marines pour leur capacité à garantir un développement harmonieux et régulier des organismes vivants, 3) pronostiquer des dérives environnementales.

Ces démarches se heurtent à plusieurs difficultés ou contradictions, par exemple :

- au cours des bioessais, des organismes sont placés dans des situations très réductrices alors que les communautés naturelles sont organisées dans une dimension spatio-temporelle et polyfactorielle complexe ;
- les bioessais sont réalisés sur une fraction infime de la chaîne de vie ou de la chaîne trophique alors que le milieu vivant est caractérisé par une grande diversité et une organisation en chaîne ;

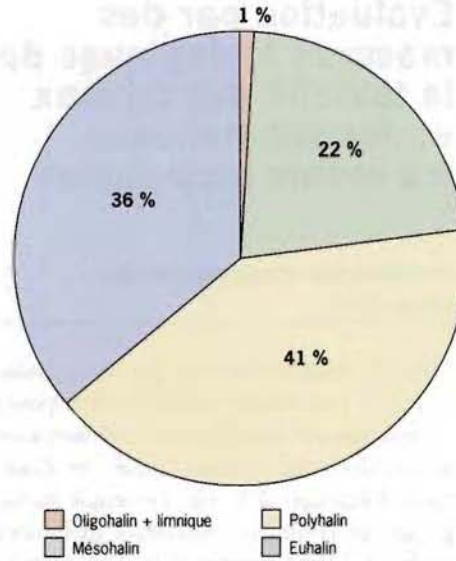


Figure 22 - Distribution des données écotoxicologiques du fichier Aquire en fonction de la salinité des milieux expérimentaux (Poirault *et al.*, 2002).

- les effets biologiques observés au cours des bioessais sont évalués dans la majorité des cas sur la base des mortalités observées sur 50 % des organismes testés. Seulement 3 % des bioessais ont permis de mettre en évidence les concentrations de milieux et de substances auxquelles il n'y a aucun effet (Poirault *et al.*, 2002) alors que l'important est de caractériser les conditions auxquelles les organismes ne souffrent pas ;
- les bioessais durent en moyenne 58 heures alors que les expositions en mer sont le plus souvent chroniques ;
- les tentatives de mise en évidence d'effets synergiques ou antagonistes de mélanges de milieux ou de substances sont rares alors que, dans les milieux naturels, les organismes sont exposés à des rejets multiples d'origines variées (forages, dragages, exploitation de diverses ressources minières ou vivantes, rejets urbains, UV, etc.) ;
- les milieux salés* sont multiples et le comportement de toxiques peut varier en fonction de la salinité (fig. 23), ce qui est rarement pris en compte au cours des essais. Par conséquent, peut-on valablement utiliser les résultats d'essais biologiques pour diagnostiquer et prévenir des dangers pour les écosystèmes ?

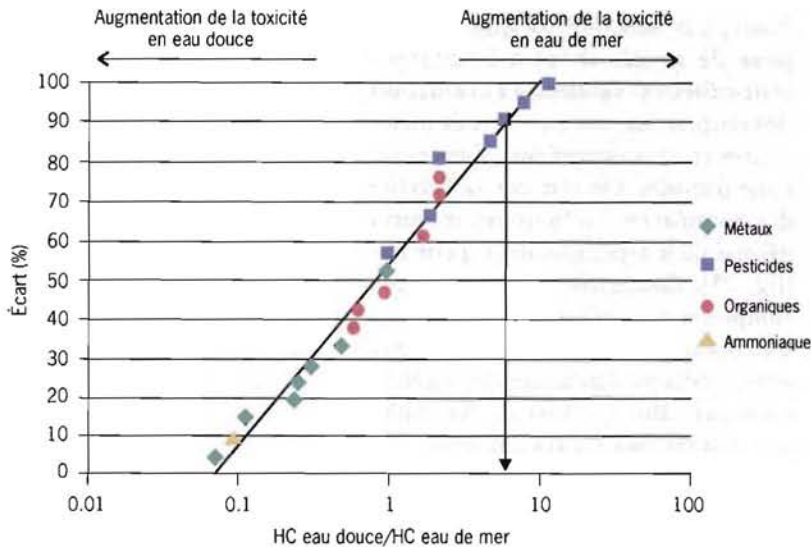


Figure 23 - Cette figure montre la toxicité relative de 4 familles de substances chimiques en eaux douces et en eaux de mer. Les métaux sont caractérisés par une plus grande toxicité en eau douce. À l'inverse, les composés organiques sont moins toxiques en eau douce, sur la base de données écotoxicologiques triées dans les bases de données Aquire et Ecetoc. Ceci illustre les difficultés à décider d'extrapoler les valeurs de PNEC eaux douces au milieu marin. HC = Concentrations de substances n'afectant pas plus de 5 % des espèces (d'après Whitehouse *et al.*, 2001).

Intérêt des essais biologiques

Compte tenu des difficultés évoquées dans le paragraphe précédent, l'intérêt des essais biologiques ne peut pas être de statuer directement sur la santé des organismes et des écosystèmes.

En revanche, sous certaines réserves, on tente de les utiliser pour d'une part, limiter les sources de pollution, d'autre part, dia-

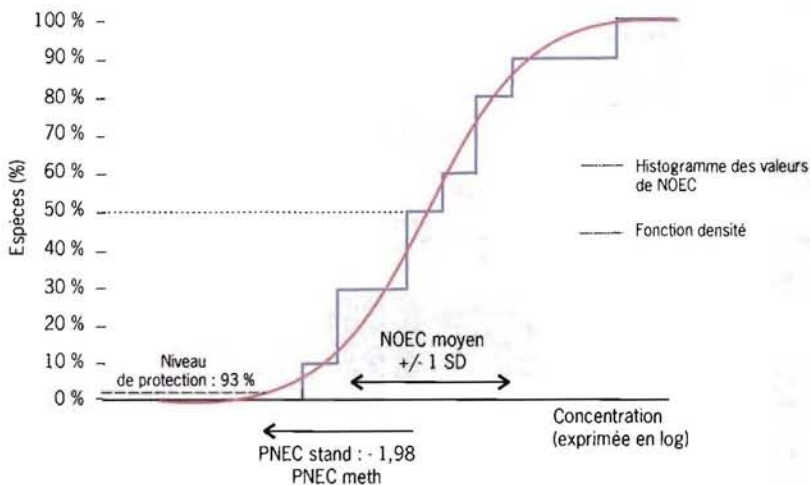


Figure 24 - Le calcul de la PNEC d'une substance ou d'un milieu a fait et fait encore l'objet de nombreuses discussions statistiques dans le but notamment de protéger le plus d'espèces possibles. Les méthodes de calcul de Stephan *et al.* datant de 1985, de Aldenberg & Slob publiée en 1991 ou de Wagner & Lokke publiée la même année font l'objet d'essais de comparaison et de standardisation (Wagner & Lokke, 1991). Cette figure explique le mode de calcul de la PNEC standard : sur une échelle log., la PNEC obtenue par une méthode particulière est standardisée en soustrayant la moyenne des NOEC et en divisant le résultat obtenu par la déviation standard des NOEC (d'après Roman *et al.*, 1999).

gnostiquer un bon ou un mauvais état écologique des eaux.

Afin de limiter les sources de pollution, des scientifiques ont imaginé de mettre au point des méthodes de calcul utilisant les résultats de bioessais pour prédire les dommages qu'un xénobiotique pourrait avoir sur des écosystèmes naturels (Van Straalen & Denneman, 1989; Wagner & Lokke, 1991; Aldenberg & Slob, 1993; Hopkin, 1993; Smith & Cairns, 1993; Chapman, 1995; Chapman *et al.*, 1998; Versteeg *et al.*, 1999; Aldenberg & Jaworska, 2000; Posthuma *et al.*, 2001). En d'autres termes, des formules mathématiques ont été et sont recherchées pour tenter de donner une valeur de protection écologique aux résultats des essais biologiques réalisés sur des organismes. Cette démarche est un calcul de probabilité tendant à évaluer les risques pour 95 % des communautés biologiques, tendant donc à protéger 95 % de ces communautés. La valeur de 95 % est calculée avec un intervalle de confiance de 50 %, ce qui d'un point de vue statistique est actuellement considéré comme le moyen de calcul le plus précis. La valeur la plus sécurisante d'un point de vue statistique est cependant 95 % de protection et 95 % de confiance (fig. 24). L'évaluation des risques est basée sur le rapport de la concentration théorique à laquelle une substance pourrait être présente dans l'environnement (PEC- Predicted environmental concentration) à la concentration calculée sans effet sur les organismes vivants (PNEC- Predicted no effect concentration) (Bonnomet, 2001; Poirault *et al.*, 2002; Union européenne, sous presse). La référence aux essais biologiques se fait au moment du calcul de la PNEC. Les valeurs des concentrations de milieux ou de substances testés qui sont sans effet (NOEC = No effect concentration) sur les organismes vivants sont utilisées de préférence. Cette valeur sans effet est ensuite multipliée par un « coefficient de sécurité » (« pied de pilote ») qui est d'autant plus élevé que le nombre d'espèces préalablement exposées expérimentalement à un milieu perturbé ou à une substance donnée sera faible et que le paramètre biologique mesuré sera la mortalité observée sur des courtes durées plutôt que des paramètres mesurés sur des durées plus longues (Poirault *et al.*, 2002; Union européenne, sous presse).

Cette approche est réglementaire. Elle n'est pas considérée comme écologiquement optimale. Elle ne tient notamment pas compte des effets de mélanges de milieux et de substances et génère de nombreuses réflexions concernant la modélisation des effets toxiques, de l'individu aux méta-populations (cf. séminaire Cemagref Lyon du 20 juin 2001). En fait, l'intérêt écologique d'un tel calcul de risque est discutable car, d'une part, des probabilités faibles ne compensent pas des impacts sévères, d'autre part la Vie n'est pas un jeu professionnel; enfin, le calcul résulte d'une mutualisation volontaire qui prend en compte différentes rationalités, celle du scientifique, et aussi celles de différentes parties prenantes. Malgré tout, un consensus se dégage pour considérer que le calcul de risque est un moyen de précaution parmi d'autres (Santillo *et al.*, 1998) à prendre pour limiter les effets des activités anthropiques polluantes. Il est donc utile qu'il soit écologiquement le moins faux possible, pour les pessimistes ou, pour les optimistes, le plus juste et le plus précis possible. L'évaluation des risques génère en tout cas de très nombreuses incertitudes et questions dont certaines se rapportent aux modalités d'acquisition des valeurs de concentrations sans impacts biologiques, au cours des essais biologiques.

Ainsi, par exemple, la question se pose de savoir si les mésocosmes sont utiles/nécessaires à l'évaluation des risques. La mise en œuvre de mésocosmes en eaux douces date d'une vingtaine d'années. On sait que la fiabilité des paramètres biologiques mesurés dépend de la répétition des expériences (fig. 25). Concernant les mésocosmes, complexes à stabiliser, on se heurte à une opposition conceptuelle gênante entre réalisme écologique et réplications (fig. 26). Finalement, des études ont montré que les concentrations de

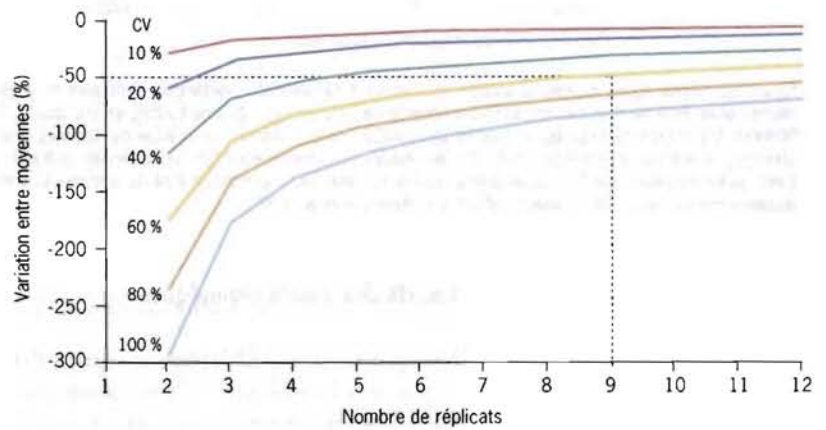


Figure 25 - L'augmentation du nombre de réplications des expériences en mésocosmes a une incidence très forte sur la variabilité des indices biologiques mesurés (d'après Caquet, 2000).

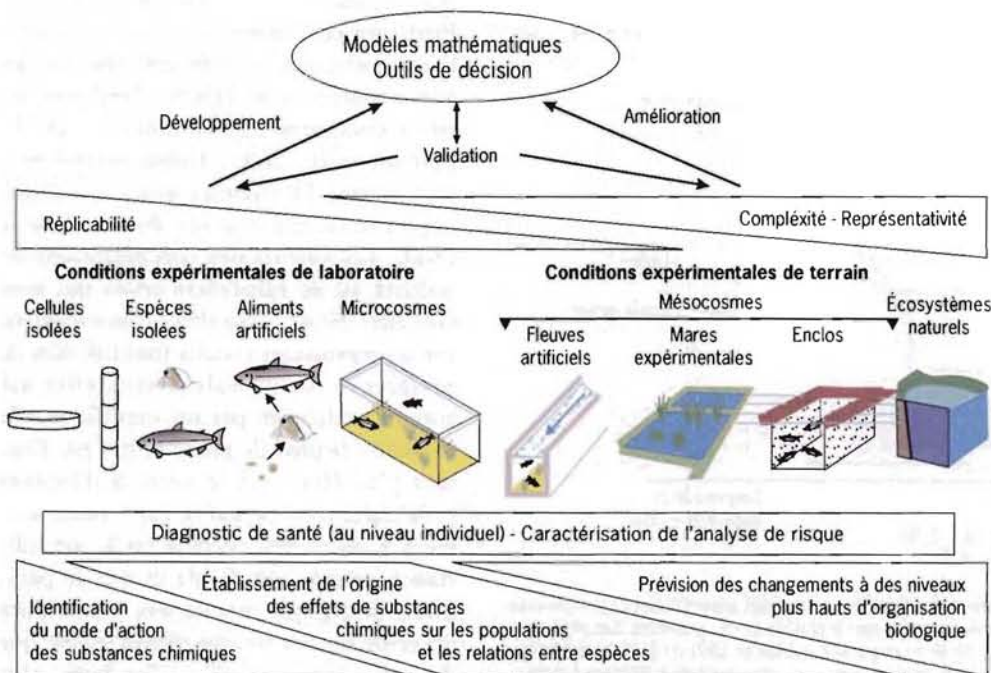


Figure 26 - Résumé des méthodes et approches complémentaires utilisées dans le cadre des études toxicologiques ou écotoxicologiques en eaux douces (d'après Baturo *et al.*, 1995) et suivies en eau de mer. La mise en place et le fonctionnement de mésocosmes étant coûteux, ceci soulève le problème de leur pertinence eu égard aux services qu'ils rendent.

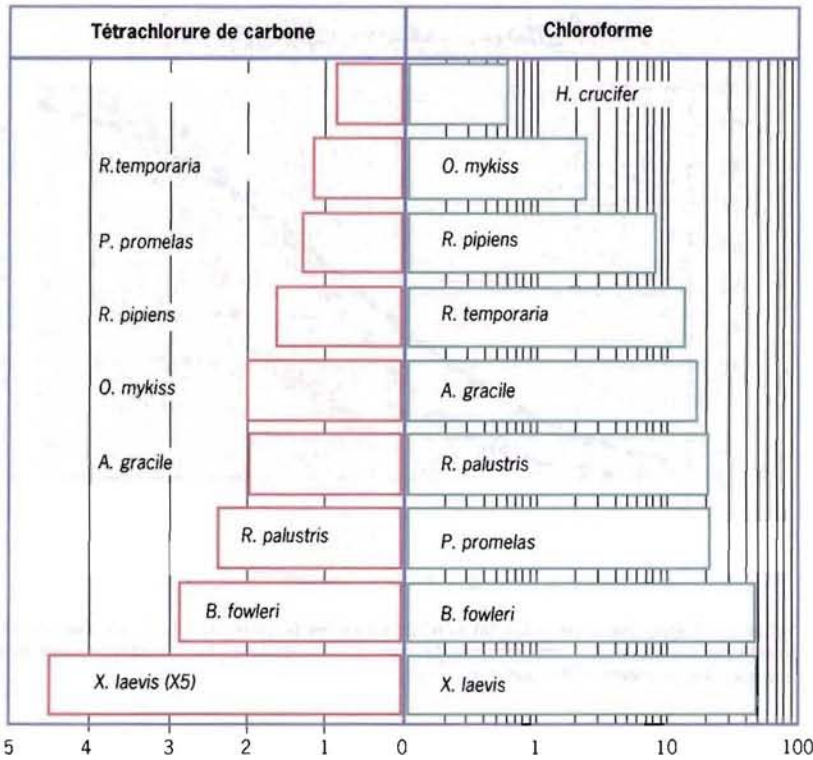


Figure 27 - Comparaison de la toxicité de deux substances vis-à-vis des embryons et larves de différentes espèces d'amphibiens. L'abscisse correspond aux concentrations de substances auxquelles les espèces sont exposées pendant les bioessais (d'après Birge *et al.*, 2000).

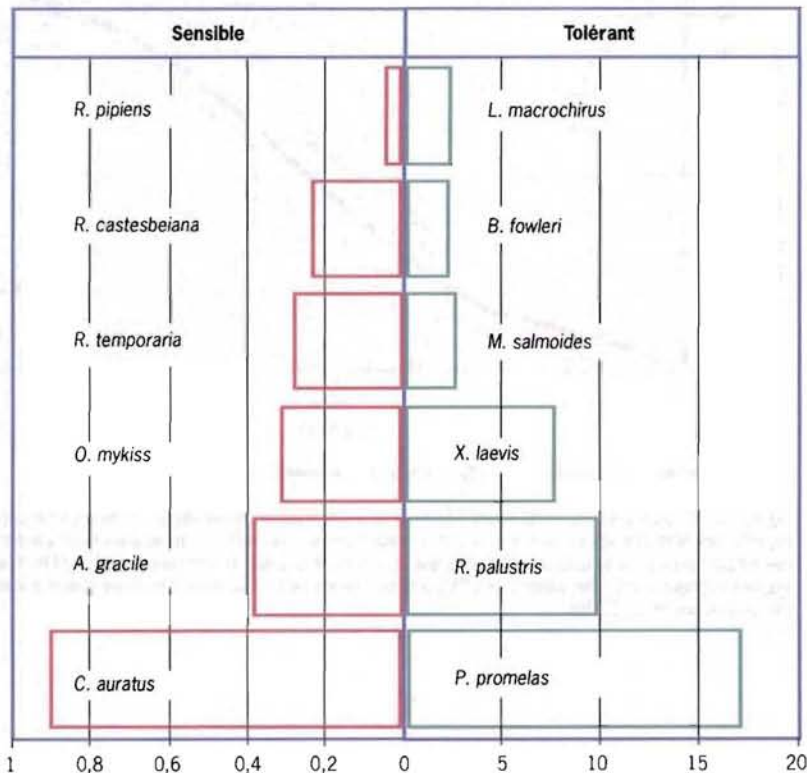


Figure 28 - Comparaison de la sensibilité de différentes espèces de poissons et d'amphibiens* vis-à-vis du phénol testé présent à différentes concentrations dans les milieux d'essais (d'après Birge *et al.*, 2000).

substance sans impact mesurées dans les mésocosmes seraient en moyenne supérieures aux concentrations sans impact mesurées au cours d'essais réalisés en microcosmes ou en systèmes type « éprouvette » (Okkerman *et al.*, 1993; Emans *et al.*, 1993). D'après ces études, les résultats de travaux réalisés en mésocosmes permettent de mieux comprendre les interactions entre espèces et communautés vivantes mais ne fournissent pas des valeurs de PNEC inférieures aux valeurs issues d'essais biologiques plus simples. Leur intérêt pour limiter les sources de pollution à travers les évaluations de risques n'est donc pas encore démontré.

La toxicité ou l'impact des contaminants varient-ils en fonction des espèces utilisées comme modèles pendant les bioessais ?

La réponse est oui. En fait, en milieu d'eaux douces (fig. 27), il a été démontré que ces valeurs varient beaucoup en fonction du xénobiotique et des espèces testées (fig. 28). En milieu marin, l'analyse des données du fichier Aquire confirme ces observations (Poirault *et al.*, 2002). Le choix des espèces influence les résultats des concentrations sans impacts, d'autant plus que les substances ou xénobiotiques testés sont réputés peu dangereux. L'analyse critique du fichier de données Aquire montre que la fragilité des poissons (téléostéens) est plus faible que celle des mollusques bivalves ou que celle des crustacés (fig. 29). Les conclusions définitives à ce sujet sont impossibles, vu l'hétérogénéité des conditions d'acquisition des résultats. Or on sait que l'effet des conditions expérimentales est déterminant, et que par exemple, les conditions de salinité auxquelles se sont déroulés les essais peuvent expliquer jusqu'à 88 % de la variance* des paramètres biologiques mesurés et donc de la variance des valeurs de concentrations létales ou sans effet (Poirault *et al.*, 2002). On notera par ailleurs que le nombre de valeurs de « concentrations sans impact » sont totalement insuffisantes pour que des comparaisons définitives soient faites (fig. 30).

Le choix des paramètres biologiques mesurés influence-t-il les valeurs de concentration avec/sans impact ?

Les résultats qui permettent de traiter cette question de manière fiable sont encore une fois en nombre insuffisant, particulièrement pour les valeurs sans impact (NOEC). Si l'on prend en considération uniquement des valeurs de concentration avec impact (LC50), il apparaît que le choix des paramètres biologiques mesurés au cours des essais est un facteur déterminant du résultat. Un facteur 1 000 de variation peut ainsi être enregistré entre des valeurs de concentration obtenues sur la base des résultats de reproduction ou de mortalité (Poirault *et al.*, 2002); Geffard *et al.*, (2001) montrent par ailleurs que le développement révèle mieux que la survie des spermatozoïdes la toxicité de milieux pollués. Kime *et al.* (2001) trouvent au contraire, sur les poissons, que la référence aux spermatozoïdes est fiable. En fait, les conclusions peuvent tenir à la différence d'espèces étudiées ou plutôt du type de paramètre analysé; Kime examine la qualité des gamètes mâles en analysant la mobilité des spermatozoïdes et non leur simple capacité à féconder des ovocytes.

Sur la base de toutes ces remarques, il apparaît que la signification écologique et la variabilité des résultats d'essais biologiques sont incontestablement discutables.

Compte tenu de l'évolution actuelle des réglementations (dont la directive européenne publiée le 23/10/2000, voir l'introduction), l'intérêt général comme celui des industriels est de chercher à mieux contrôler les sources potentielles de pollution. Ceci a été attesté au cours de plusieurs récentes réunions de travail : réunion Ecrin (Nantes, juillet 2001), congrès international Setac 2001 (Madrid, mai 2001), colloque Aret (Paris-mai 2001), colloque Afnor (Paris, avril 2001), etc. À cet effet, au moins 2,1 milliards d'euros seront dépensés dans les 11 ans à venir par l'industrie chimique européenne.

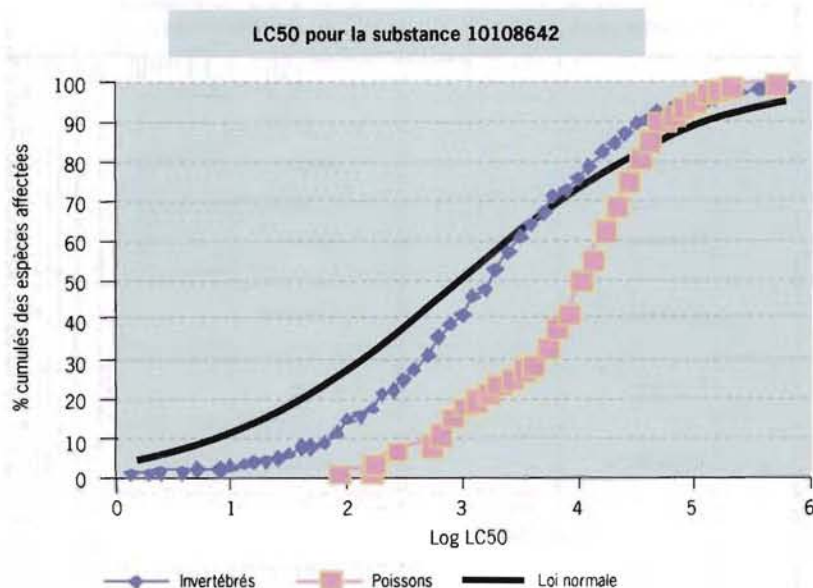


Figure 29 - D'après les données figurant au fichier Aquire, les poissons sont moins sensibles que les invertébrés aux expositions expérimentales de cadmium. 10108642 est le n° d'enregistrement international (CAS) du cadmium. (Poirault *et al.*, 2002).

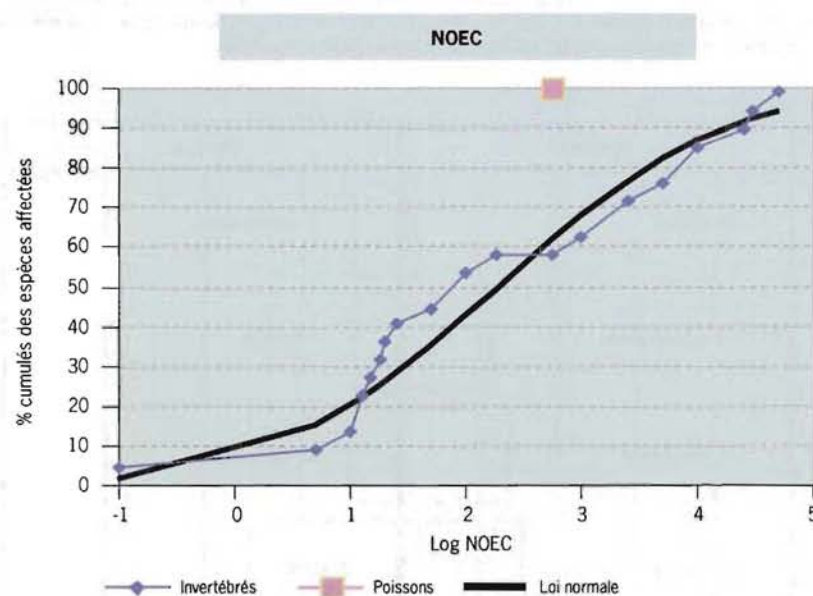


Figure 30 - Chaque point de cette figure correspond à une espèce d'invertébrés ou de poisson pour laquelle des NOEC ont été calculées suite à des expositions au cadmium. La comparaison du tracé de cette figure avec celui de la figure 29 illustre que le nombre disponible de données de NOEC est très largement inférieur à celui des valeurs de LC50 pourtant moins utiles à la protection d'une majorité d'espèces (Poirault *et al.*, 2002).

Enfin, quel que soit le type de milieu aquatique (marin ou d'eau douce), quel que soit le degré de sophistication des bioessais, si les seuils de toxicité calculés sont utilisés pour prévoir l'effet de substances sur un écosystème, la prévision est assimilable à une projection probabiliste critiquable sur le plan écologique et très éloignée de la réalité du terrain.

Il est donc prudent de réaliser les limites de signification des essais biologiques et de distinguer les démarches destinées à assurer la protection juridique des industriels, des collectivités locales ou des citoyens de celles destinées à protéger l'environnement.

Malgré les difficultés soulignées, les essais biologiques simples, type éprouvette, présentent des avantages : 1) pouvoir comparer la toxicité des milieux et substances entre eux, 2) comparer la sensibilité des espèces entre elles, 3) satisfaire de manière simple aux obligations de moyens requises par les réglementations.

Par ailleurs, les résultats de bioessais peuvent avoir leur place dans le système de grilles d'évaluation de la qualité des eaux littorales (agences de l'Eau/Safège Cetus, 2001). Ils complèteraient les résultats de mesures d'indices biologiques globaux normalisés (IBGN) ou autres indices biologiques et écologiques, les résultats d'analyses microbiologiques, physico-chimiques ou hydromorphologiques destinés à qualifier et relativiser la qualité des eaux marines côtières. Dans ce cas, il est envisageable soit de tester l'eau en essais de type éprouvette, soit d'effectuer des bioessais *in situ* tels que ceux mis au point par Geffard (2001b,c) ou Liber *et al.* (1999).

En résumé, en ce qui concerne la protection juridique, il est raisonnable de recommander aux industriels et aux collectivités le transfert des essais biologiques simples type daphnie. La Commission européenne les appelle « essais de base ». Des tests marins sont proposés par His *et al.* (1999a,b), Quiniou *et al.* (1999), Ecrin (2001), Geffard *et al.* (2001a,b).

L'Union européenne recommande de miniaturiser les bioessais et de les étendre à plusieurs niveaux trophiques (représentés dans la liste ci-dessous). Il serait donc approprié que les industriels utilisent dans un premier temps, des tests dont la standardisation est la plus avancée :

- *Skeletonema costatum*, test microalgue normalisé ;
- *Crassostrea gigas*, test mortalité-anomalie de développement non normalisé mais ayant fait l'objet de nombreuses mises au point par les auteurs cités ci-dessus ;
- tests sur crustacés, amphipodes et copépodes (dont *Acartia tonsa*), pour lesquels la normalisation Iso est en cours pour les uns et acquise pour les autres ;
- tests sur les larves de bar, *Dicentrarchus labrax* (normalisation Afnor).

Ces tests effectués sur des espèces appartenant à la branche des Eucaryotes sont à compléter par des tests portant sur les Procaryotes (bactéries luminescentes *Vibrio fischeri*, bénéficiant de normes Iso).

Il existe de nombreux tests normalisés émis par l'Afnor (association française pour les normes), l'ASTM (Société américaine pour les essais et matériaux), l'Iso (Organisation internationale pour les standards) et la SPE (Société de la protection de l'environnement au Canada). Tous ne peuvent être utilement retenus dans toutes les circonstances.

Sur un plan général, il serait souhaitable de pouvoir pratiquer ces tests en routine sur des espèces représentant la diversité biologique. Il est donc raisonnable de prévoir la mise au point d'essais miniaturisés et complémentaires choisis pour le niveau trophique, la sensibilité ou le compartiment géographique qu'ils représentent. Les cellules que sont les micro-algues et les gamètes (surtout les spermatozoïdes) de poissons ou de mollusques cultivés sont intéressants pour réaliser des essais biologiques. En effet, ils sont peu coûteux, constamment disponibles en grande quantité et par ailleurs les recherches effectuées en biologie et physiologie ont permis de mieux connaître leur fonctionnement. Les méthodes d'obtention et de manipulation de ces cellules sont particulièrement bien connues des équipes spécialisées dans la

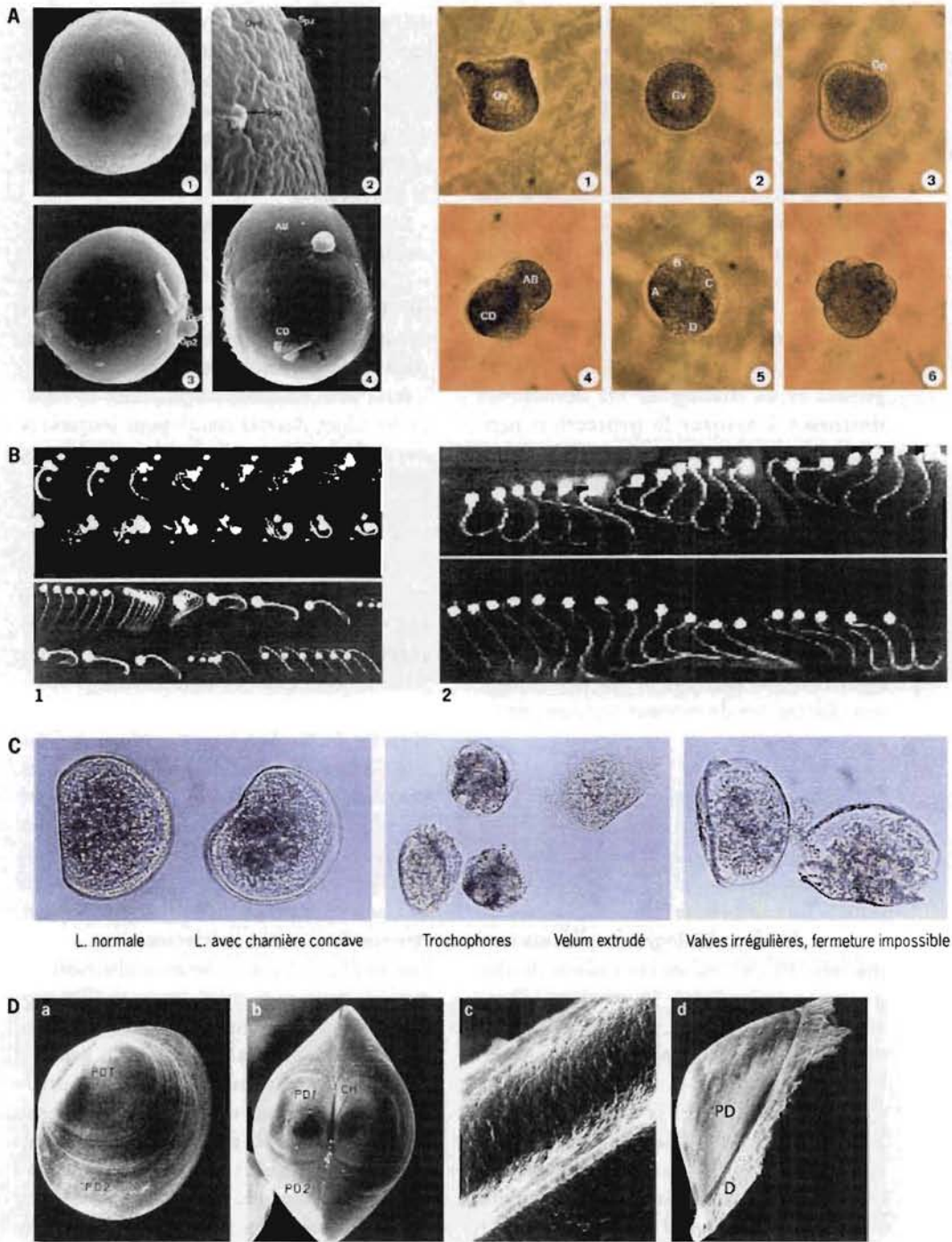


Figure 31 - Illustration des stades auxquel des anomalies de développement peuvent être facilement observées au cours d'essais écotoxicologiques effectués en milieu marin sur des bivalves (Faure, 1996, Larvor-Cario et al., 2001).

A) Stades embryonnaires de lamellibranches. Les divisions cellulaires sont observées peu d'heures après la fécondation : à gauche, la coquille Saint-Jacques : photos d'ovocytes* normaux (1), de contact entre spermatozoïde et ovocyte (2), de maturation finale caractérisée par l'expulsion des globules polaires Gp1 et Gp2 (3), d'embryon au stade 2 cellules (4). Le blastomère CD est plus volumineux que le blastomère AB. À droite, l'huître creuse *Crassostrea gigas* : ovocyte immature dont la vésicule germinative est apparente (1) ovocyte arrondi au moment de la fécondation (2), après la fécondation : la première division de segmentation (3), embryon de 2 cellules (4), embryon de 4 cellules (5), embryon de plus de 8 cellules (6).

B) Spermatozoïdes d'huître *Crassostrea gigas*. Pour féconder les ovocytes, les spermatozoïdes doivent être capables de nager en avançant (2) et non en faisant du surplace (1).

C) Larves de coquilles Saint-Jacques âgées de 48 heures. Une seule larve est normale. Les autres ont développé diverses anomalies le plus souvent létales à court terme sous l'effet de pesticides. D'autres causes peuvent provoquer de tels effets.

D) Larves véligères (a et b), larve en début de métamorphose (c) et post- larve de coquille Saint-Jacques (d). La connaissance des caractères normaux des valves permet de repérer des anomalies structurales, à l'échelle de quelques heures, la coquille se formant quotidiennement.

mise au point de pratiques d'aquaculture marine et pourraient être transférées aux industriels. Il serait ainsi possible de tester des xénobiotiques sur une gamme plus étendue d'espèces. À celles citées plus haut pourraient donc s'ajouter un rotifère, *Brachionus plicatilis*, des échinidés tel *Paracentrotus lividus*, des bivalves *Ruditapes philippinarum* (palourde), *Pecten maximus* (coquille Saint-Jacques), des poissons *Sparus aurata* (daurade), *Scophthalmus maximus* (turbot), etc.

Des recherches sont engagées pour « miniaturiser » des essais biologiques à partir de cellules (Aquatic toxicology, 2001). Pour le milieu marin, on note en particulier le développement de recherches concernant des cellules musculaires et cardiaques de bivalves, l'application au milieu marin de tests mis au point sur les Procaryotes *Salmonella typhimurium* (test d'Ames* (cf. §I), ou sur des gènes (étude des mutations* du gène gène ki-ras* du flet *Platichthys flesus*). Tous ces tests sont en phases de validation et/ou de mise au point. Dans la mesure où ils seront stables, bon marché, disponibles et de qualité constante, ils pourront être diffusés à intérêt égal avec les bioessais « gamètes » et « embryons » issus d'Eucaryotes.

Ne serait-ce que pour des raisons pécuniaires, des choix devront être faits sur la sensibilité respective de ces tests à l'égard des polluants. Il serait donc utile de créer des bancs d'essais comparatifs permettant d'établir des échelles de sensibilité.

Quelles que soient leurs caractéristiques, les essais biologiques, sans preuves complémentaires sur leur signification écologique, ne permettent pas d'effectuer des expertises sur l'état de santé des organismes et des écosystèmes.

Cependant, leur capacité à relativiser les effets biotoxiques pourraient les rendre utiles dans un dispositif plus complet qui comprendrait :

- l'établissement de cartes locales des dangers pour la vie marine ;
- des études d'épidémiologie* descriptive et analytique dans les milieux naturels permettant 1) de suivre l'état de santé des organismes sur la base des variables biologiques et avec les réserves dont nous avons parlé dans la première partie, 2) d'établir des présomptions de causalité en cas de dysfonctionnements biologiques ;
- des études d'épidémiologie expérimentale permettant de vérifier les causes de dysfonctionnements biologiques. Les essais biologiques standards deviennent alors utiles pour évaluer les effets de pollution à différents niveaux de la chaîne trophique ;
- des études de modélisation pour simplifier les relations milieux-dangers-organismes et *in fine* avancer dans notre capacité à prédire les dysfonctionnements des écosystèmes ;
- des propositions de mesures de réhabilitation des écosystèmes (si nécessaire) et de contrôle de l'efficacité des mesures prises.

Conclusion

Pour satisfaire les besoins et les aspirations des générations présentes et futures, sauvegarder le potentiel des organismes et des écosystèmes marins est une volonté des États, à l'échelle mondiale. Le rejet dans les milieux marins de substances chimiques est une menace réelle pour la sauvegarde de ce potentiel. Dans ce contexte, il est impératif de se donner les moyens d'élaborer des bilans de santé des organismes et des écosystèmes. De même que l'on connaît les variables physico-chimiques mesurables, une bonne connaissance des variables biologiques mesurables sur les organismes marins est à cet égard indispensable.

La première partie de ce rapport montre que les variables biologiques mesurées sont à l'image des espèces et des fonctions biologiques : très diversifiées. Certaines, en nombre limité, fournissent des informations sur les dysfonctionnements de type écologique confortant notamment le modèle conceptuel d'Adams ; celui-ci affirme qu'une méthode d'évaluation environnementale est écologiquement d'autant plus pertinente qu'elle rend compte d'une perturbation à un niveau élevé de l'écosystème. Dans tous les cas, le sens d'une mesure biologique doit être déduit de la comparaison de la mesure à sa norme ou constante. La valeur normative peut varier d'un écotype à l'autre. Finalement, des efforts doivent être faits pour sélectionner les paramètres biologiques à mesurer en fonction de la solution recherchée, de leur signification biologique, de la possible interprétation des mesures, enfin des contextes scientifique, socio-économique et réglementaire.

La deuxième partie de ce rapport rappelle que, pour l'instant, les évaluations des « contaminants », quantitatives ou qualitatives, ne peuvent pas raisonnablement être remplacées par des mesures de paramètres biologiques.

Enfin, rappelons que le nombre d'études écotoxicologiques, au sens premier du terme (Forbes & Forbes, 1994), n'a cessé d'augmenter depuis 50 ans (Poirault *et al.*, 2002).

Mises en place pour évaluer les effets de substances de synthèse sur divers organismes vivants, les études réalisées en milieu marin sont en nombre croissant mais relativement faible comparé au nombre d'études effectuées en eaux douces. Leurs résultats présentent toutefois des avantages : ils montrent que les effets biologiques varient en fonction des organismes exposés, des substances testées et des conditions de tests. Lorsqu'ils sont réalisés dans des conditions standard, ce qui est rare, il est alors possible de construire des échelles de danger et de sensibilité, qui sont d'un grand intérêt pratique. Les résultats des études écotoxicologiques font cependant apparaître des difficultés : ainsi, les effets biologiques sont parfois qualifiés de spécifiques mais c'est parce qu'ils n'ont pas été mesurés sur des organismes exposés à des substances très variées. En réalité, force est de constater que les mesures biologiques sont très peu spécifiques. Elles le seraient plus au niveau biochimique, mais ceci fait l'objet aujourd'hui de controverses. La deuxième difficulté est que, par prudence, il est très difficile d'attribuer à des organismes ou à des écosystèmes une valeur d'état de santé. Prenons comme exemple la prudence avec laquelle Marc *et al.*, 2002 interprète les résultats de perturbation des cycles cellulaires de l'oursin par du pesticide « Round-up ». Si l'on peut dire que les altérations du cycle cellulaire sont liées à des phénomènes de cancérisation chez de nombreuses espèces, si l'on peut affirmer que le Round-up provoque des altérations des cycles cellulaires, en revanche on ne peut pas dire que le Round-up provoque chez l'oursin et chez d'autres organismes marins des cancers.

Une des préoccupations des gestionnaires est de mettre en place des démarches opérationnelles qui permettent de pratiquer des évaluations environnementales pertinentes et fiables sur du long terme ou en réponse à des accidents. Si l'on prend en compte les résultats de notre analyse, les approches mises en place en réponse à des pollutions accidentelles en mer, les réflexions et

actions engagées dans le cas de modifications avérées des écosystèmes (cas des espèces envahissantes), les méthodes testées ou utilisées pour surveiller les organismes et les écosystèmes d'eaux douces ou marines, il apparaît que les études intégrées représentent la manière de faire la plus appropriée (Chapman, 1986, 1995 ; Amiard-Triquet *et al.*, 1998 ; Kosmala, 1998) pour repérer les évolutions des milieux et des organismes.

En milieu marin, une méthode d'évaluation environnementale comprenant 5 ensembles de tâches est celle qui pourrait permettre d'une part, d'effectuer les « travaux pratiques » les plus adaptés et explicatifs sur le terrain, d'autre part, d'améliorer ces « travaux pratiques » par les résultats d'une recherche cognitive, enfin d'orienter les collectivités et les États vers des mesures préventives. Ces ensembles de tâches peuvent être résumés ainsi (fig. 32) :

- 1 : **qualification des sites** (paramètres hydrologiques, espèces, répertoire des dangers d'origine anthropique). À cet égard, il est nécessaire de signaler que pour Boucher & Richet (2002) « l'hétérogénéité spatiale reste élevée, même à l'échelle régionale et remet en cause la notion d'aire protégée des grands écosystèmes marins ». Il convient donc d'être prudent dans la définition des échelles spatiales d'étude ;

- 2 : **l'épidémiologie descriptive** sur des espèces connues d'un point de vue physiologique et représentant des niveaux trophiques différents, puis l'épidémiologie analytique qui permettrait de rapprocher les données des résultats de l'épidémiologie descriptive des caractéristiques des sites et de formuler des hypothèses de présomption de causalité de dysfonctionnements pour orienter les études d'écotoxicologie en milieux clos (épidémiologie expérimentale) ;

- 3 : **l'épidémiologie expérimentale** pour vérifier l'hypothèse de présomption de causalité et recommander à bon escient des interventions sur les sources de danger ;

- 4 : **la modélisation** pour prévoir les effets positifs ou négatifs des activités humaines sur les milieux marins. Ceci permet d'intégrer les résultats des observations de terrain ou d'expérimentations pour aider à prévenir les dysfonctionnements d'organismes ou d'écosystèmes.

De telles approches ont d'autant plus de valeur qu'un effort est consenti pour choisir judicieusement les paramètres biologiques (qui seront évalués au cours des études de type épidémiologique) et que les constantes de ces paramètres seront connues.

- 5 : ceci amène à consentir un effort pour la recherche cognitive dans les domaines de la physiologie intégrée, de la physiopathologie, de l'immunologie, notamment. Cet effort correspond à la mise en place du 5^e ensemble de tâches qui consiste à **développer de nouveaux outils biologiques** pour améliorer les approches opérationnelles (ensemble de tâches 1 à 3). Les biocapteurs et les tests biologiques miniaturisés font partie des outils intéressants pour le respect de l'éthique en science. La conduite interactive de ces tâches tendra à augmenter la pertinence et la fiabilité des évaluations environnementales (Best Environmental Practice/BET). Ceci est applicable à l'évaluation de la qualité de l'eau ainsi qu'à l'évaluation de la santé des organismes et écosystèmes naturels et exploités

Concernant les **essais biologiques**, leur simplification et leur validation sur le terrain (en mer) répondent à des préoccupations touchant à la protection juridique des industriels et des collectivités, et rejoignant la protection environnementale. Des « tests de base » simples, disponibles, bon marché, stables, prenant en compte des contraintes de nature éthique et socio-économique doivent être recherchés. Dans le cas de la protection environnementale, qui touche de plus près au domaine de la recherche, la validation de leur signification écologique pourrait se faire dans le cadre de développement de programmes locaux, en les intégrant à un programme de travail tel celui exposé dans la dernière partie. Dans ce cas, la pratique exclusive d'essais biologiques préalablement standardisés est indispensable (concept BACT pour Best available (control) technology). De même, vu qu'il est nécessaire de vérifier les effets anthropiques sur les différentes fonctions ou métiers assurés par les organismes en mer, les essais biologiques devront se faire sur les représentants des principaux

niveaux trophiques. De ce fait, il serait utile de pouvoir développer à terme des petites plateformes technologiques, transportables d'une zone géographique à l'autre afin de diagnostiquer les relatifs niveaux de pollution/contamination et de sensibilité des espèces/niveaux trophiques et à terme de pronostiquer des dysfonctionnements.

Effectuer des bilans de santé sur les organismes et les écosystèmes est une manière d'affirmer encore plus leur intérêt pour le fonctionnement de notre biosphère, en reconnaissant le risque qu'ils puissent devenir malades. De ce fait, il est utile de rapprocher nos savoir-faire océanographiques des savoir-faire médicaux. À cet égard, les problèmes rencontrés pour évaluer et protéger les organismes et les écosystèmes marins doivent d'abord être posés en termes biologiques, les enjeux étant vitaux (voir les conclusions du Conseil de l'Europe de Göteborg en 2001). La capacité

de biologistes à préciser ces enjeux explique l'intérêt croissant de la biologie pour traiter de l'évaluation et de la protection environnementale, même si les solutions aux problèmes ainsi posés sont attendues de travaux complémentaires réalisés dans plusieurs disciplines (biologie, physique, mathématiques, chimie, sociologie...). Cette démarche devrait contribuer sensiblement :

- à définir les normes de tolérance des organismes et des populations vis-à-vis de milieux caractérisés sur les plans physico-chimiques ;
- à améliorer la protection du patrimoine écologique pour laquelle seulement 3 % des dépenses de protection de l'environnement étaient dépensées en 1999, au niveau national (Questiaux, 2001) ;
- à modifier les liens entre croissance économique, utilisation des ressources et milieux naturels et production de déchets.

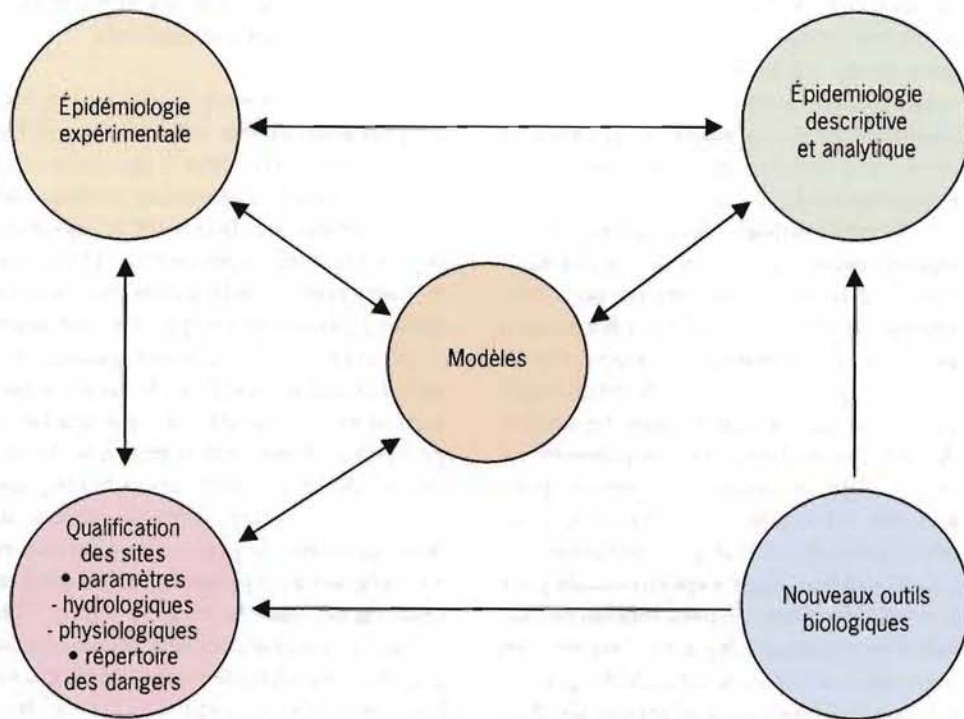


Figure 32 - Schéma d'actions conjointes de terrain et de laboratoire permettant de mettre en place le repérage précoce les déséquilibres biologiques en mer 1) par une approche d'épidémiologie descriptive, 2) en formulant des hypothèses sur les présomptions de causalité par une approche d'épidémiologie analytique et de qualification des sites développant la notion de cartes des dangers, 3) en vérifiant expérimentalement les hypothèses de causes de déséquilibres donc en proposant des solutions de restauration avant les situations d'alertes graves par l'approche de l'épidémiologie expérimentale, 4) en progressant dans la protection de la logique du vivant par élaboration des modèles à partir des données issues des approches 1 à 3. Le dispositif prévoit des actions de diagnostic ponctuelles, de surveillance spatiotemporelle et de recherche pour améliorer les outils de surveillance. Lorsque des nouveaux outils fiables sont mis au point (5), ils profitent à la démarche opérationnelle.

Annexes

Glossaire

Acétylcholinestérase : enzyme qui catalyse l'hydrolyse de l'acétylcholine. Elle existe sous plusieurs formes moléculaires qui représentent des monomères et des polymères de l'unité globulaire catalytique ou des formes asymétriques pourvues d'une queue collagénique. Ces formes peuvent être identifiées par leur coefficient de sédimentation dans la plupart des tissus de Vertébrés et d'Invertébrés mais surtout au niveau des synapses neuronales cholinergiques ou des jonctions neuromusculaires.

Acétylcholine : médiateur chimique (neuromédiateur) libéré par l'action de l'influx nerveux à la jonction des nerfs du système parasympathique ou du système moteur, et des muscles squelettiques des vertébrés et de la plupart des Invertébrés.

Adduits : se rapporte à des composés qui s'accrochent anormalement à l'ADN, correspondent à des dommages à l'ADN pouvant éventuellement provoquer des mutations du matériel génétique d'une espèce.

ADN ou acide désoxyribonucléique : molécule support du matériel génétique. L'ADN forme une pelote microscopique qui, chez les organismes eucaryotes, est empaquetée dans le noyau des cellules. Déroulée, elle s'étire en un très long fil, constitué par un enchaînement (une « séquence ») précis de caractères dans un alphabet à quatre lettres biochimiques : les bases nucléotidiques* A (adénine), T (thymine), G (guanine) et C (cytosine). Cet enchaînement de caractères constitue le message génétique, ensemble d'instructions permettant à la cellule de fonctionner selon le programme de l'espèce. La structure originale de l'ADN, formée de deux brins complémentaires enroulés en hélice « double hélice » lui permet de se dupliquer en deux molécules identiques lors du phénomène de réplication.

Amphibiens : classe d'animaux vertébrés tétrapodes amphibies dont la peau est criblée de glandes à sécrétion visqueuse, dont la respiration est surtout cutanée et qui subissent une métamorphose (crapauds, grenouilles, tritons...).

Anthropique : qui résulte de l'action ou du développement de l'espèce humaine. Syn. : anthropogénique pour des contextes similaires d'étude.

Apoptose ou « mort cellulaire programmée » : ce terme désigne un ensemble de phénomènes cellulaires au terme desquels la cellule meurt dans des conditions physiologiques. Ce programme actif d'autodestruction doit être distingué de la mort par nécrose qui survient lorsqu'une cellule se trouve dans des conditions extrêmes non physiologiques.

ARN ou acide ribonucléique : molécule servant à transférer les instructions génétiques inscrites dans l'ADN du noyau vers le cytoplasme (chez les Eucaryotes), où ces instructions sont exécutées par la cellule. L'ARN, sorte de « photocopie » de l'ADN, est synthétisé à partir de celui-ci au cours du phénomène de transcription. Il est également formé par un enchaînement précis de caractères dans un alphabet de quatre bases nucléotidiques : A, U (uracile), G et C.

Bases nucléotidiques : lettres de l'alphabet chimique avec lesquelles s'écrit le message génétique. L'ADN s'écrit avec quatre de ces lettres : A, T, G et C. L'ARN s'écrit avec les quatre lettres A, U, G et C.

Biodisponibilité : capacité d'une substance à être transférée d'un compartiment biotique ou abiotique dans les tissus d'un organisme vivant.

Biodiversité : on entend par diversité biologique (biodiversité) la variété des espèces, leur composition génétique et leurs communautés, les écosystèmes et les structures écologiques, les fonctions et les processus à tous les niveaux.

Bioénergétique : se rapporte à la discipline qui étudie les échanges et conversions d'énergie qui se déroulent au sein des organismes vivants.

Biologie : science qui a pour objet l'étude de la vie.

Biomonitoring, biosurveillance : le concept de biosurveillance (biomonitoring) repose sur l'utilisation d'indicateurs biologiques de pollution qui révèlent l'exposition d'un individu, de populations ou d'écosystèmes à au moins une substance chimique à caractère polluant.

Biopsie : prélèvement d'un fragment de tissu sur un être vivant ou mort, dans le but de le soumettre à un examen microscopique ou biochimique.

Carcinomes : tumeurs malignes des tissus épithéliaux.

Cellule : unité biologique de base de tout organisme vivant.

Chaîne ou réseau trophique : ensemble des organismes qui sont présents dans un milieu et se nourrissent les uns des autres. À la base de la chaîne trophique se trouvent les végétaux photosynthétiques qui produisent de la matière organique. La chaîne est composée de ces organismes, des organismes herbivores, carnivores et détritivores.

Code génétique (1e) : chaque gène contient l'information nécessaire à la synthèse d'une protéine. L'information est contenue dans la séquence des quatre bases (A, T, C, G) qui s'alignent sur le fragment d'ADN. Une protéine est constituée de l'enchaînement linéaire d'acides aminés dont 20 types sont connus. La séquence de la protéine est déterminée par la séquence du gène qui code pour elle. Il existe donc une correspondance entre les bases de l'ADN et les acides aminés. Celle-ci réside dans le code génétique : trois bases adjacentes sur l'ADN, formant un triplet appelé codon, spécifient un acide aminé. Les quatre bases prises trois à trois permettent de former 64 combinaisons soit un nombre supérieur à celui des 20 acides aminés. Il y a redondance du code génétique puisqu'à un même acide aminé peuvent correspondre plusieurs codons (de 1 à 6). Ainsi, la méthionine, la valine et la sérine sont spécifiées respectivement par un codon (AUG), quatre codons (GUU, GUC, GUA et GUG) et six codons (UCU, UCC, UCA, UCG, AGU et AGC). Le code génétique est universel, c'est-à-dire qu'il est le même de la bactérie à l'homme et s'applique également au règne végétal.

Corticostéroïdes : hormones sécrétées par la glande corticosurrénale. Sur 30 stéroïdes isolés de cette glande, 8 ont une activité physiologique.

Crustacés : animaux arthropodes à carapace chitineuse (crabes, crevettes...).

Cycle cellulaire : division des cellules qui permet à un organisme d'entretenir ses tissus. Elle s'effectue selon un cycle dont la durée du cycle, très variable selon le type cellulaire, est contrôlée par les facteurs de croissance.

Cytotoxique : qualifie ce qui lèse ou tue les cellules.

Détergent : produit qui nettoie, en dissolvant les impuretés. Parmi les détergents se trouvent des produits qui dissolvent les composés lipidiques. Tel est le cas des produits de nettoyage ménagers.

Durable (développement) : permet de répondre aux besoins du présent sans compromettre ceux des générations futures (Conseil de l'Europe, juin 2001).

Durable (utilisation) : utilisation des éléments constitutifs de la diversité biologique d'une manière et à un rythme qui n'entraînent pas leur appauvrissement à long terme et sauvegardent ainsi leur potentiel pour satisfaire les besoins et les aspirations des générations présentes et futures.

Écosystème : association d'un environnement physico-chimique spécifique (biotope) et d'une communauté vivante (biocénose).

Écotoxicologique (étude) : les études écotoxicologiques concernent plus précisément les effets toxiques sur l'ensemble des organismes vivants, faune ou flore, qui représentent la biodiversité de ces milieux.

Environnement : ensemble des conditions susceptibles d'agir sur les organismes vivants et les activités humaines. Par extension, conditions extérieures susceptibles d'agir sur le fonctionnement d'un système, d'un dispositif. Les études environnementales concernent l'impact éventuel des produits et leur devenir dans les milieux : le sol, l'air et l'eau.

Enzymes : ce sont des protéines chargées de faciliter et d'accélérer les réactions chimiques au sein de la cellule.

Épidémiologie : discipline qui étudie la dynamique des phénomènes de santé dans les populations, dans le but de mettre en évidence les facteurs qui les déterminent, le rôle de ces facteurs et de mettre en œuvre les mesures de corrections appropriées.

Éthoxyrésorufine-O-dééthylase (activité) : les activités éthoxyrésorufine-O-dééthylase (Erod) font partie des dispositifs enzymatiques de détoxification d'organismes vivants. S'exprime dans le foie mais aussi dans d'autres organes.

Étiologique : en rapport avec les causes d'une maladie*.

Eucaryote : organisme constitué de cellules munies d'un noyau.

Fécondation : chez les animaux et les végétaux, rencontre suivie d'adhésion puis de fusion entre gamètes mâle et femelle pour former un zygote (ou œuf fécondé ou embryon).

Gamète : cellule reproductrice mûre.

Gène : unité de transmission héréditaire de l'information génétique. Un gène est un segment d'ADN (ou d'ARN chez les virus), situé à un locus précis sur un chromosome, qui comprend la séquence codant pour une protéine, et les séquences qui en permettent et régulent l'expression.

Génome : ensemble du matériel génétique présent dans chacune des cellules d'un individu. Patrimoine héréditaire d'un individu.

Gonade : organe où se multiplient et se différencient les cellules reproductrices mâles ou femelles.

Glutathion-S-transférase (GST) : famille d'enzymes clés de la détoxification cellulaire présente dans les deux fractions, cytosoliques et microsomiales. Grâce à l'action du glutathion-S-transférase, le glutathion se lie à des substances indésirables, puis est éliminé par la bile et l'urine.

Hérédité : mode de transmission des caractères d'une génération à la suivante.

Homéostasie : les cellules ont besoin, pour fonctionner normalement et efficacement, d'un environnement relativement stable.

L'homéostasie désigne l'état de stabilité qui est assuré par le milieu intérieur, c'est-à-dire l'ensemble des liquides extracellulaires (sang, lymphes et liquide interstitiel). Ce milieu intérieur est à l'interface entre les zones d'échange avec le milieu extérieur (poumon, intestin et rein) et les cellules de l'organisme.

Hormone : substance produite dans un organe (glande endocrine) et transportée par la circulation sanguine vers un autre organe ou un tissu dont elle excite ou inhibe le fonctionnement.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) : exemples : naphthalène, acénaphthylène, acénaphthène, fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, dibenzo(a,h)anthracène, benzo(g,h,i)pérylène, indéno(1,2,3-cd)pyrène.

Incrémentation : augmentation minimale d'une variable prenant des valeurs discrètes. Les incrémentations de pièces calcifiées d'organismes vivants sont les augmentations périodiques de la taille de ces pièces (ex : incrémentations d'otolithes de poissons ou de tests/coquilles de mollusques bivalves).

Lysosomal : provenant des saccules composés d'une membrane et contenant des enzymes spécifiques (enzymes hydrolytiques).

Maladie : altération organique ou fonctionnelle considérée dans son évolution et comme une entité définissable.

Marqueur : désigne tout élément qui permet d'identifier un organisme, une cellule, sa descendance, une catégorie de macromolécules. En médecine, le marqueur permet de faire des explorations fonctionnelles et désigne souvent une substance témoin d'une pathologie spécifique.

Mécanismes de résistance aux xénobiotiques : aboutissent à la production de protéines spécialisées situées à la périphérie des cellules et dont la fonction est de maintenir par rejet des substances dangereuses pour la cellule en dessous de leur seuil de toxicité.

Mélanine : pigment de la peau et des revêtements externes du corps des organismes constitués par l'épiderme et ses dérivés (ex : coquilles ou tests).

Mésocosme : écosystème artificiel reconstitué isolément et dans lequel sont placées différentes espèces représentant généralement plusieurs niveaux de la chaîne trophique.

Métabolisme : ensemble des processus physico-chimiques regroupant chez les organismes vivants l'anabolisme, c'est-à-dire la synthèse de leurs constituants et le catabolisme qui représente la dégradation des composés organiques.

Métallothionéines : protéines de bas poids moléculaire et polypeptides contenant beaucoup de métaux et de soufre. On leur attribue un rôle dans la fixation intracellulaire des oligoéléments de zinc et de cuivre, dans le contrôle des concentrations d'ions libres de ces éléments, dans la régulation de leurs flux au sein de la cellule, dans la neutralisation des effets néfastes d'expositions à des éléments toxiques tels que le cadmium et le mercure et dans la protection des organismes à différentes situations de stress.

Métapopulations : le concept de métapopulation a été introduit en 1954. Il se rapporte à l'idée qu'une population naturelle occupant une large région est constituée d'un ensemble de populations locales qui peuvent montrer des dynamiques individuelles propres, allant dans différentes directions au même moment.

Métaux lourds : font souvent l'objet d'analyses, les métaux suivants : arsénic (As), cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), nickel (Ni), plomb (Pb), zinc (Zn).

Microalgues : algues microscopiques.

Milieus halins : milieux salés. On distingue généralement les milieux limnique et oligohalin dont la concentration en sels ne dépasse pas 5 g par litre, les milieux mésohalins dont la concentration en sels varie de 5 à 18 g par litre, les milieux polyhalins correspondant à des milieux contenant de 18 à 30 g de sels par litre et les milieux euhalins pour des concentrations en sels supérieures à 30 g par litre.

Modélisation : représentation simplifiée d'un processus ou d'un système.

Molécule : ensemble électriquement neutre d'atomes ayant une forme donnée et porteur d'énergie. Les êtres vivants, les aliments, les objets qui nous entourent sont constitués d'un assemblage de molécules.

Mollusque : animal au corps mou. Embranchement du règne animal comportant les céphalopodes (seiches...), les gastéropodes (ormeau...) et les lamellibranches (huîtres, coquilles Saint-Jacques...).

Morbidité : ensemble des causes pouvant produire une maladie.

Mutagène : qui provoque des mutations.

Mutation : modification du matériel héréditaire, à la suite d'une « erreur d'écriture » dans le message génétique.

Norme : état habituel conforme à la majorité des cas. Valeur guide caractérisant les bornes d'un fonctionnement normal.

Nutriments : substances alimentaires pouvant être entièrement et directement assimilées.

Oestradiol : hormone stéroïde femelle.

Organochlorés : exemples : DDT, DDD, DDE, lindane (g-HCH), a-HCH, polychlorobiphényles (congénères 28, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 180).

Ovule/ovocyte : cellule reproductrice féminine.

Pathogène : qui détermine une maladie.

Pathologique : relatif à l'état de maladie.

Périphyton : ensemble des organismes vivant au sein de l'eau, fixés sur des végétaux ou sur d'autres supports.

Phylogénique : se rapporte à l'évolution.

Phytopharmaceutiques (substances) : substances utilisées pour la lutte contre les parasites animaux et végétaux des cultures.

Phytoplancton : ensemble des organismes vivants de nature végétale capables de synthétiser leur propre substance par photosynthèse, à partir de l'eau, du gaz carbonique et de l'énergie lumineuse. Le phytoplancton (plancton végétal) est composé d'algues microscopiques.

Points-consignes : ce sont des références physiologiques considérées comme normales pour le bon fonctionnement d'un organisme.

Polluant : agent (physique, chimique, biologique) provoquant ou susceptible de provoquer une dégradation dans un milieu donné. Syn dans le texte : « contaminants » chimiques.

Prévalence : nombre de cas de maladies ou de personnes malades, ou de tout autre événement tel qu'accident existant ou survenant dans une population déterminée, sans distinction entre les cas nouveaux et les cas anciens (à ne pas confondre avec incidence).

Procaryotes : cellules dépourvues de noyau, comme le sont les bactéries.

Protéine : molécule composée d'un enchaînement d'acides aminés. Les protéines remplissent différentes fonctions dans la cellule, notamment des fonctions de structure et des fonctions enzymatiques (voir enzyme).

Quadrige : la base Quadrige gère deux grands types de données : les données de référence et les données thématiques. Cette distinction n'est pas toujours évidente pour l'utilisateur pour qui les données forment un tout. Les données de référence constituent le vocabulaire commun des utilisateurs, et elles sont créées et mises à jour par les administrateurs de données. Les données thématiques (les « résultats ») sont produites, saisies, mises à jour et exploitées par les utilisateurs. Les réseaux fournisseurs de données sont : Begolf pour les caractéristiques environnementales de la baie de Quiberon et du golfe du Morbihan (température, salinité, turbidité, chlorophylle, flore phytoplanctonique, sels nutritifs); BIOMQR, programme de surveillance (hors RNO) de paramètres biochimiques dans des organismes marins pour l'évaluation des effets biologiques des contaminants; Igapel, programme de surveillance hydrologique, du phytoplancton et du zooplancton des sites de centrales nucléaires en bord de mer pour l'évaluation de leur impact sur le milieu littoral; Igazoh, programme de surveillance du zooplancton halieutique des sites de centrales nucléaires en bord de mer pour l'évaluation de leur impact sur le milieu littoral et ses ressources halieutiques; Rémic, volet du réseau national Rémi : contrôle microbiologique pour l'établissement et le suivi du classement sanitaire des zones de production conchylicole (décret du 28.04.1994 art3, arrêté du

21.07.1995); Rémie1, volet du réseau national Rémi : ensemble d'études de surveillance microbiologique des coquillages réalisées en vue du classement des zones conchylicoles; Rémie2, volet du Réseau national Rémi : ensemble d'études de surveillance microbiologique des coquillages réalisées pour un objectif différent du classement des zones conchylicoles; Rémis, volet du réseau national Rémi : surveillance microbiologique des coquillages pour l'évaluation des niveaux et tendances de la contamination; Réphy, réseau national de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines pour le suivi des populations phytoplanctoniques, et en particulier des espèces toxiques pour l'homme et les animaux marins; Réphyo, volet du réseau national Réphy : ensemble de prélèvements occasionnels réalisés sur des points autres que ceux du programme Réphy, lors d'eaux colorées ou d'épisodes de phycotoxicités; RNOBEN, volet du réseau national RNO : suivi de populations benthiques pour l'évaluation des effets biologiques des contaminants; RNOBIO, volet du réseau national RNO : surveillance de paramètres biochimiques dans des organismes marins pour l'évaluation des effets biologiques des contaminants; RNOHYD, volet du réseau national RNO : surveillance hydrologique de la qualité générale des eaux littorales pour l'évaluation des niveaux et des tendances; RNOINT, volet du réseau national RNO : campagnes à la mer réalisées par une même équipe pour étendre la surveillance à une bande continue d'environ 30 milles de large sur tout le littoral (assurance qualité); RNOMV, volet du réseau national RNO : surveillance des contaminants chimiques dans les organismes marins (coquillages, poissons) pour l'évaluation des niveaux et des tendances; RNOPHY, volet du réseau national RNO : surveillance de paramètres physiologiques (développement larvaire...) pour l'évaluation des effets biologiques des contaminants sur les organismes marins; RNOSED, volet du réseau national RNO : surveillance des contaminants chimiques dans les sédiments marins pour l'évaluation des niveaux et des tendances; SRN, réseau complémentaire régional de surveillance des nutriments sur le littoral du Nord-Pas-de-Calais.

Ras : dénomination de gènes et de protéines impliqués dans la multiplication, la différenciation ou l'apoptose cellulaire.

Réaction immunitaire : une réaction immunitaire se développe dans l'organisme dès lors qu'il porte en lui et reconnaît des éléments étrangers (bactéries, virus, greffons, cellules cancéreuses...). Cette réaction, qui mobilise de nombreux facteurs, vise à protéger le « soi » et à éliminer l'élément étranger appelé « non-soi ».

Récepteur : au niveau cellulaire, ce sont des molécules protéiques situées sur la membrane ou dans la cellule, capables d'accueillir des molécules endogènes (produites par l'organisme) ou des médicaments spécifiques.

Recherche fondamentale - recherche clinique : la recherche fondamentale en médecine étudie les mécanismes à la base des processus normaux et pathologiques. La recherche clinique s'intéresse à la prévention, au diagnostic et au traitement des maladies.

Reproduction : mécanisme de propagation des espèces avec (reproduction sexuée) ou sans l'intervention de cellules spécialisées (reproduction asexuée).

Segmentation : division de la cellule œuf en un nombre croissant de cellules.

Sémiologique : en rapport avec les signes d'une maladie.

Stéroïde : désigne ou qualifie tout dérivé des stérols caractérisé par la présence d'un noyau tétracyclique.

Syndrome : association de plusieurs symptômes, signes ou anomalies constituant une entité clinique reconnaissable, soit par l'uniformité des manifestations morbides, soit par le fait qu'elle traduit l'atteinte d'un organe ou d'un système bien défini.

Test d'Ames : permet de tester le pouvoir mutagène de différents milieux en évaluant la capacité de ces milieux à provoquer le développement de salmonelles, de type histidine, incapables, normalement, de se développer.

Traduction : mécanisme au cours duquel les protéines sont synthétisées grâce à la lecture du message génétique inscrit dans l'ARN messager.

Variance : en statistique, permet d'évaluer la fluctuation ou la dispersion d'une grandeur par rapport à sa valeur moyenne.

Vitellogénine : protéine de poids moléculaire 470 Kd synthétisée dans le foie de femelles, transportée par le sang jusqu'aux ovaires, se clivant en lipoprotéine et phosphovitine qui, après avoir pénétré séparément dans l'ovocyte se rassemblent dans des plaquettes vitellines.

Xénobiotiques : composés de synthèse désignant les molécules chimiques étrangères à l'organisme.

Liste des abréviations utilisées

AchE	Acétylcholinestérase	Cedre	Centre de documentation de recherche et d'expérimentations sur les pollutions accidentelles des eaux
ADN	Acide désoxyribonucléique	Cemagref	Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement
Afnor	Association française de normalisation	Ciem	Conseil international pour l'exploration de la mer
ATP	Nucléoside triphosphate contenant de l'adénine; libère de l'énergie libre lorsque ses liaisons phosphates sont hydrolysées. Cette énergie alimente les réactions endergoniques dans les cellules.	CNRS	Centre national de la recherche scientifique
Aquire	Aquatic toxicity information retrieval. Aquire est la partie aquatique de la base de données Ecotox (Ecotoxicology database system) mise en place par l'agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA).	Cofrac	Comité français d'accréditation
Aret	Association (française) pour la recherche en toxicologie	CUB	Communauté urbaine de Brest
Artemia	Groupe européen	Cyp	Super famille d'isoenzymes hémiques qui se trouvent surtout dans les hépatocytes, à l'intérieur des membranes du reticulum endoplasmique libre
BACT	Best available (control) technology/Meilleure technologie disponible pour effectuer des contrôles	DEB	Dynamic energy budget/Bilan énergétique dynamique
Beep	Programme de recherche européen portant sur les « Effets biologiques de la pollution environnementale en milieu marin »	EC50	Concentration produisant des effets biologiques pour 50 % des organismes testés
Bequalm	Programme international d'intercalibration du Ciem portant sur les techniques de mesure des effets biologiques dans les programmes de surveillance de la mer	Ecetoc	European chemical industry ecology and toxicology centre/Centre de recherche écologique et toxicologique de l'industrie
BET	Best environmental practice/Meilleure pratique pour l'environnement	Ecrin	Association qui contribue à la valorisation du potentiel de recherche et d'innovation en favorisant le transfert de connaissances
Biomare	Action concertée européenne concernant la biodiversité marine	EMX	Enzymes du métabolisme des xénobiotiques
BMI	Benthic macro invertebrates functional feeding groups/Groupes trophiques fonctionnels de macro invertébrés benthiques	Erika	Réseau scientifique de suivi des conséquences écologiques et écotoxicologiques de la marée noire due au naufrage de l' <i>Erika</i>
		Érod	Éthoxyrésorufine-O-dééthylase
		Eumar	Programme de recherche européen portant sur la biodiversité génétique marine et la prévision des effets d'activités humaines

FAO	Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture	MXR	Mécanismes de résistance aux xénobiotiques
GnRH	Hormone de libération des hormones gonadotropes	NOEC	Concentration sans effet observable
GST	Glutathion-S-transférases	ONU	Organisation des Nations unies
GTH	Gonadostimuline	Ospar	Commissions d'Oslo et de Paris
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	Otan	Organisation du traité de l'Atlantique nord
HSP	Protéine de choc thermique	PAE	Pôle analytique des eaux. Plouzané-France
IBEN	Indice biologique global normalisé	PCRD	Programme cadre de recherche et développement de l'Union européenne. Le 6 ^e PCRD est actuellement en début de vie
Ifen	Institut français de l'environnement	PCB	Polychlorobiphényles
Ifremer	Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer	PEC	Predicted environmental concentration
Inra	Institut national de recherche agronomique	PNEC	Concentration prédite sans effet
Ineris	Institut national de l'environnement industriel et des risques	Pnetox	Programme national (français) d'écotoxicologie
Inserm	Institut national de la santé et de la recherche médicale	Polmar	Plan d'intervention en cas de pollution accidentelle des milieux marins
IRD	Institut de recherche et de développement	Rémora	Réseau du suivi de la croissance de l'huître creuse
ISO	Organisation internationale des standards	Répamo	Réseau pathologique des mollusques
I3S	Institut de synergie des sciences et de la santé de l'UBO-Brest-France	SEQ littoral	Système d'évaluation de la qualité des eaux littorales
Kd	Kilo dalton	Setac	Société de toxicologie et de chimie de l'environnement US
LRI	Long range research	SGSEA	Groupe de réflexion sur les méthodes d'évaluation des effets biologiques pélagiques
LC50	Concentration létale pour 50 % des organismes	UBO	Université de Bretagne occidentale
LHRH	Facteur de libération de l'hormone lutéinisante	UE	Union européenne
Liteau	Appels à propositions de recherche sur le littoral du ministère de l'Environnement	UVTOX	Programme européen de recherche portant sur les effets des ultra-violets sur les organismes marins
Loec	Concentration la plus basse produisant un effet biologique	WAS	Société mondiale d'aquaculture
M@rble	Conférence électronique sur la biodiversité en Europe		
Morest	Programme de recherche sur la mortalité des huîtres creuses		

Références bibliographiques

- Afnor, 2000. La biosurveillance des milieux aquatiques : la directive cadre, la normalisation et la pratique. Rapport de séminaire, Paris-La Défense, 21 mars 2001, 54 p.
- Agences de l'Eau/Safege Cetus, 2001. Définition d'un système d'évaluation de la qualité (SEQ) des milieux littoraux. Rapport final 1904-RTOR-02/2000, 80 p.
- Akcha F., Burgeot T., Budzinski H., Pfohl-Leskowicz A., Narbonne J.F., 2000. Induction and elimination of bulky benzo[a]pyrene-related DNA adducts and 8-oxodGuo in mussels *Mytilus galloprovincialis* exposed *in vivo* to B[a]P-contaminated feed. *Marine Ecology Progress Series*, 195, 195-206.
- Aldenberg T., Slob W., 1993. Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 25, 48-63.
- Aldenberg T., Jaworska J.S., 2000. Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46, 1-18.
- Amiard-Triquet C., Altmann S., Amiard J.C., Ballan-Dufrançais C., Baumard P., Budzinski H., Crouzet C., Garrigues P., His E., Jeantet A.Y., Menasria R., Mora P., Mouneyrac C., Narbonne J.F., Pavillon J.F., 1998. Fate and effects in the Gironde estuary: a multidisciplinary approach. *Hydrobiologia*, 373/374, 259-279.
- Aquatic toxicology, 2001. Cellular approaches for diagnostic effects assessment in ecotoxicology: introductory remarks to an EU-funded project. Editorial du n° 53, 153-158.
- Aupérin B., 1999. Le bien-être des poissons. Actes de colloque « Les premières journées de la pisciculture ». Nantes, 2-4 novembre 1999. Éd. INRA, 90-92.
- Aret, 2001. Multiexpositions, interactions et modulations des effets toxiques. Colloque Aret, Paris, 16 mai 2001. Résumés des interventions, 14 p.
- Barnabé G., Barnabé-Quet, R., 1997. Écologie et aménagement des eaux côtières. Éd. Lavoisier Tech. Doc., 391 p.
- Baturo W., Lagadic L., Caquet T., 1995. Growth, fecundity and glycogen utilization in *Lymnea palustris* exposed to atrazine and hexachlorobenzene in freshwater mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(3), 503-511.
- Beaune P., 2001. Multiexposition et métabolisme des xénobiotiques. Communication présentée au colloque Aret, 16 mai 2001, Actes des résumés, 1 p.
- Bedaux J., 2001. The DEB-theory and its application in ecotoxicology. Présenté au séminaire Cemagref, Lyon, 20 juin 2001, « Modélisation des effets toxiques de l'individu aux métapopulations ». <http://www.lyon.cemagref.fr/lyon/beal/toxi/seminaire.htm>
- Bequalm, 2000. Biological effects quality insurance in monitoring programmes. *Newsletter*, 2, 24 p.
- Birge W.J., Westerman A.G., Spromberg J.A., 2000. Comparative toxicology and risk assessment of amphibians. *In: Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. Ed. Sparling D.W., Linder G., Bishop C.A., Setac press, 727-792.
- Blanchard, 2000. Effets de l'exploitation par pêche sur la dynamique de diversité des peuplements de poissons démersaux. Analyse comparée du rôle des interactions entre espèces dans le golfe de Gascogne et dans le golfe du Lion. Thèse de doctorat de l'université de Bretagne occidentale, 225 p.
- Bonnomet V., 2001. Modélisation des effets toxiques chez les espèces vivantes. Présenté au séminaire Cemagref, Lyon, 20 juin 2001, « Modélisation des effets toxiques de l'individu aux métapopulations ».

- Boucher P., Richet B., 2002. Abondance et rareté. *Sciences au Sud*, 14, 4.
- Burel C., Person Le Ruyet, J., Gaumet F., Le Roux A., Sévère A., Bœuf G., 1996. Effects of temperature on growth and metabolism in juvenile turbot. *Journal of Fish Biology*, 49, 678-692.
- Burgeot T., Minier C., Bocquéné G., Vincent F., Cachot J., Loizeau V., Jaouen A., Miramand P., Guyot T., Lesueur P., Rochard E., Boer P., 1999. Des organismes sous stress. Éd. Ifremer, Programme Seine-Aval, 14, 36 p.
- Campbell N.A., 1995. *Biologie*. Ed. Boeck University, 1190 p.
- Caquet T., Lagadic L., Monod G., Lacaze J.C., Couté A., 2001. Variability of physico-chemical and biological parameters between replicated outdoor freshwater lentic mesocosms. *Ecotoxicology*, 10, 51-66.
- Caquet T., 2000. Développement d'outils permettant l'évaluation expérimentale des effets écotoxicologiques des xénotiques dans les milieux aquatiques. Mémoire présenté pour l'obtention de l'habilitation à diriger des recherches à l'université de Paris-Sud XI, 232 p.
- Cemagref, 2001. Modélisation des effets toxiques de l'individu aux métapopulations. Rapport du séminaire du 20 juin 2001, Cemagref Lyon, 88 p.
- Chapman P.M., 1986. Sediment quality criteria from sediment quality triad: an example. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5, 957-964.
- Chapman J.C., 1995. The role of ecotoxicity testing in assessing water quality. *Australian Journal of Ecology*, 20, 20-27.
- Chapman P.M., Fairbrother A., Brown D., 1998. A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(1), 99-108.
- Chaumot A., 2001a. Modélisation mathématique des effets toxiques chez les espèces vivantes. Présenté au séminaire Cemagref, Lyon, 20 juin 2001, « Modélisation des effets toxiques de l'individu aux métapopulations ».
- Chaumot A., 2001b. Modélisation spatiale et écotoxicologie : exemple d'une population de truites exposée à un polluant dans un réseau de rivières. Présenté au séminaire Cemagref, Lyon, 20 juin 2001, « Modélisation des effets toxiques de l'individu aux métapopulations ».
- Commission Opar, 2000. Quality status report, Région II = Greater North Sea, ISBN 0946956480, 136 p.
- Communauté urbaine de Brest, 1995. Le programme rade de Brest. Actes de colloque, 3^e rencontres internationales, 14-16 mars 1995. Tomes I et II.
- De Long E., 2002. Mille milliards de mille microbes. *La Recherche*, n° spécial La Mer, 54-58.
- Devauchelle N., 2000. Facteurs naturels de l'environnement et reproduction de poissons téléostéens et de mollusques bivalves en aquaculture, en zones tempérées. *In*: Interactions des facteurs environnementaux et impacts sur les organismes vivants. Actes de colloque, Brest, septembre 1999. Nonnotte G., Sébert P., Devauchelle N., coord. Éd. Anaximandre, 153 p.
- Drévès L., Chaussepied M., coordinateurs, 2001. Restauration des écosystèmes côtiers. Actes du colloque, Brest, 8-9 novembre 2000. Éd. Ifremer, 375 p.
- Ecrin, 2001. Évaluation des risques en milieu marin. Compte rendu de groupe de travail. Ifremer Nantes, 14 juin 2001, 8 p.
- Emans H.J.B., Plassche E.J., Canton J.H., 1993. Validation of some extrapolation methods used for effect assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12, 2139-2154.
- Faure C., 1996. Paramètres physiologiques de l'émission et de l'activation des gamètes mâles de deux mollusques bivalves la coquille Saint-Jacques, *Pecten maximus* et l'huître creuse *Crassostrea gigas*. Thèse de doctorat d'université, université Paris VII, 255 p.
- Flammarion P., 2000. Mesure d'un biomarqueur de pollution chez des poissons d'eau douce. Validation et optimisation. Éd. Cemagref, 126 p.

- Forbes V.E., Forbes T.L., traduit par Rivière J.L., 1994. Écotoxicologie, théorie et applications. Éd. Inra, 256 p.
- Forterre P., 2000, Les origines de la vie. La Recherche, 336, 34-38.
- Galgani F., 1987. Évaluation des méthodes biochimiques applicables à la surveillance biologique de l'environnement marin. Rapport Ifremer DERO/87.17/MR, 49 p.
- Geffard O., Budzinski H., Angagneur S., Seaman M., His E., 2001. Assessment of sediment contamination by spermio-toxicity and embryotoxicity biassays with sea urchin (*Paracentrotus lividus*) and oyster (*Crassostrea gigas*). Env. Tox. Chem., 20(7), 1605-1611.
- Geffard O., His E., Budzinski H., Seaman M., Garrigues P., 2001a. Effects of storage method and duration on the toxicity of marine sediments. Poster M/EH030 présenté au congrès Setac, Madrid, 6-10 mai 2001. Ed. Setac Europe.
- Geffard O., His E., Budzinski H., Seaman M., Garrigues P., 2001b. Biomonitoring of seawater quality *in situ* using bivalve embryos. Poster M/EH031 présenté au congrès Setac, Madrid, 6-10 mai 2001. Ed. Setac Europe.
- Geffard O., His E., Seaman M., Budzinski H., Garrigues P., 2001c. Modes of action of whole sediment and elutriate on embryogenesis in oysters *Crassostrea gigas*. Présenté au congrès Setac, Madrid, 6-10 mai 2001. Ed. Setac Europe.
- Geffard A., 2001d. Réponses du biota à la contamination polymétallique d'un milieu estuarien, la Gironde, France : exposition, imprégnation, induction d'une protéine de détoxification, la métallothionéine, impact au niveau individuel et populationnel. Thèse de doctorat d'université de Nantes, Faculté de pharmacie, 231 p.
- Gouletquer P., 1997. Cycle de reproduction naturelle de l'huître creuse *Crassostrea gigas*. In: La reproduction naturelle et contrôlée des bivalves cultivés en France. Groupe de travail, Nantes, 14-15 novembre 1995, Devauchelle N., Barret J., Salaun G., coord. Rapport interne Ifremer, DRV 97-11 RA/RST/Brest, 21-34.
- Gros P., 2000. Observation et surveillance de la mer côtière. Rapport Ifremer, 86 p.
- Gros P., 2001. La représentation de l'espace dans les modèles de dynamique des populations. Éd. Ifremer, Bilan et Perspectives, 42 p.
- Héral M., Meixner R., Spencer B., Walsh G., Worms J., 1991. Report of the study group on pollution affecting shellfish in aquaculture and natural populations. Rapport CIEM, ICES/CM 1991/K, 44, 25 p.
- Hénoque Y., 2001. Évaluation environnementale et restauration des zones côtières en mer intérieure de Seto, Japon. In: Restauration des écosystèmes côtiers. Actes de colloque, Brest, 8-9 novembre 2000. Éd. Ifremer, 87-98.
- His E., Beiras R., Seaman M.N.L., 1999a. The assessment of marine pollution. Bioassays with bivalve embryos and larvae. Advances in Marine Biology, 37, 1-178.
- His E., Heyvang I., Geffard O., de Montaudouin X., 1999b. A comparison between oyster (*Crassostrea gigas*) and sea urchin (*Paracentrotus lividus*) larval bioassays for toxicological studies. Water Research, 33(7), 1706-1718.
- Hopkin S.P., 1993. Ecological implications of 95% protection levels for metal in soils. Oikos, 66(1), 137-141.
- Kammenga J., Laskowski R. (ed.), 2000. Demography in ecotoxicology. Ecological and environmental series, Ed. John Wiley and Sons LTD, 217 p.
- Kime D., Huyskens G., McAllister B., Rurangwa E., Skorkowski E., Ollevier F., 2001. Tributyltin disrupts the vertebrate reproductive system at multiple sites. Poster T/FF208 présenté au congrès Setac, Madrid, 6-10 mai 2001. Ed. Setac Europe.
- Koojman B., Bedaux J., 2000. Dynamic effects of compounds on animal energetics and their population consequences. In: Demography in ecotoxicology, Ecological and environmental series, Ed. John Wiley and sons, 27-42.

- Kosmala A., 1998. Évaluation écotoxicologique de l'impact des effluents de stations d'épuration sur les cours d'eau : intérêt d'une approche intégrée. Thèse université de Metz, 161 p.
- Lagadic L., 2001. Variables biologiques en écotoxicologie : changement d'échelle et signification biologique. Présenté au séminaire Cemagref, Lyon, 20 juin 2001, « Modélisation des effets toxiques de l'individu aux métapopulations ».
- Lango-Reynoso F., Devauchelle N., Le Penec M., Hatt P.J., 1999. Détermination de la sexualité chez l'huître *Crassostrea gigas* (Thunberg 1793). Thèse de doctorat, université de Bretagne occidentale, 142 p.
- Larvor, 1996. La biominéralisation de *Pecten maximus* L. : anomalies liées aux perturbations du milieu. Thèse de doctorat d'université, UBO-Brest, Tome I : 187 p, Tome II : 34 planches.
- Larvor-Cario H., de Laborie L.P., Hureau D., Muzellec M.L., Dorange, G., Durand G., Devauchelle N., 2000. Étude expérimentale de l'effet de pesticides utilisés sur les bassins versants de la rade de Brest -Diuron, MCPA, Glyphosate- sur le développement embryonnaire et larvaire de la coquille Saint-Jacques *Pecten maximus*. Rapport de contrat. Travaux réalisés conjointement par l'Ifremer Brest, l'IS/UBO, le PAE Plouzané, l'Écloserie du Tinduff, 70 p.
- Lecointre G., Leguyader H., 2001. Classification phylogénétique du vivant. Éd. Belin, Paris, 543 p.
- Le Fèvre-Lehoërff G., Delesmont R., Dewarumez J.M., Hitier B, Lefebvre A., Luczak C., Woehrling D., 2000. Surveillance écologique et halieutique du site de Gravelines. Ifremer DEL/EC/PP/R.INT/00.07, 156 p.
- Le Gall A.C., Loizeau V., Abarnou A., Romaña L.A., Van Hattum B., 2001. Biological systems in European estuaries. Ifremer DEL/EC/R.INT/01.06, 47 p.
- Liber K., Knuth M.L., Stay F.S., 1999. An integrated evaluation of the persistence and effects of 4-nonylphénol in an experimental littoral ecosystem, Environmental Toxicology and Chemistry, 18, 357-362.
- Marc J., Mulner-Lorillon O., Boulben S., Hureau D., Durand G., Bellé R., 2002. Pesticide Roundup provokes cell division dysfunction at the level of CDK1/Cyclin B activation. Chem. Res. Toxicology, 15, 326-331.
- Okkerman P.C., Plassche E.J., Emans H.J.B., Canton J.H., 1993. Validation of some extrapolation methods with toxicity data derived from multiple species experiments. Ecotoxicology and Environmental Safety, 25, 341-359.
- Pérez T., Sartoretto S., Soltan D., Capo S., Fourt M., Dutrieux E., Vacelet J., Harmelin J.G., Reboullon P., 2000. Étude bibliographique sur les bio-indicateurs de l'état du milieu marin. Système d'évaluation de la qualité des milieux littoraux. Volet biologique. Rapport Agences de l'Eau, 4 fascicules, 642 p. et CDRom.
- Person Le Ruyet J., Chartois H., Quémener L., 1995. Comparative acute ammonia toxicity in marine fish and plasma ammonia response. Aquaculture, 136, 181-194.
- Poirault S., Roque d'Orbecastel E., Rolland S., Rouault G., Asselos E., Devauchelle N., 2002. Écotoxicologie marine. Répertoire de références et analyse de la partie marine de la base de données Aquire. Compilation de rapports de stage, 81 p.
- Posthuma L., Traas T., Suter G.W., 2001. The use of species sensitivity distributions in ecotoxicology. Poster présenté au congrès Setac, Madrid, 6-10 mai 2001. Ed. Setac Europe.
- Questiaux N., 2001. Données économiques de l'environnement. Rapport de la commission des comptes et de l'économie de l'environnement. Éd. Ifen, Questiaux N. coord., 357 p.
- Quiniou F., Guillou M., Judas A., 1999. Arrest and delay in embryonic development in sea urchin populations of the bay of Brest (Brittany, France): link with environmental factors. Marine Pollution Bulletin, 38(5), 401-406.
- Roman G., Isnard P., Jouany J.M., 1999. Critical analysis of methods for assessment of predicted no-effect concentration. Ecotoxicology and Environmental Safety, 43, 127-125.

- Santillo D., Stringer L., Johnston P.A., Tickner J., 1998. The precautionary principle: protecting against failures of scientific method and risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 36(12), 939-950.
- Scaps P., 1998. Les vers témoins de la pollution. *La recherche*, 306, 40-41.
- Schellens J.J., Godin S., 1964. Le dossier de l'océanographie. Éd. Marabout université, 253 p.
- Sciences Ouest, 2001. Catastrophes maritimes : comment en finir? *Sciences Ouest Recherche et Innovation en Bretagne*, 173, 9-17.
- SGSEA, 2001. Report of the Steering group for a sea-going workshop on pelagic biological effects methods. ICES, Marine habitat committee, Copenhagen, 18-19 janvier 2001, 38 p.
- Smith E.P., Cairns J. Jr, 1993. Extrapolation methods for setting ecological standards for water quality: statistical and ecological concerns. *Ecotoxicology*, 2, 203-219.
- Sparling, D.W., Bishop C.A., Linder G., 2000. The current status of amphibian and reptile ecotoxicological research. *In: Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. Setac Press Ed., 1-13.
- Union européenne, sous presse. Technical guide documents in support of the Commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and the Commission regulation EC/1488/94 on risk assessment for existing substances. Chapitre Marine Risk assessment.
- Van Leeuwen C.J., Hermens J.L.M., 1995. Risk assessment of chemicals: an introduction. Van Leeuwen C.J. & Hermens J.L.M. (eds), Kluwer academic publishers, 361 p.
- Van Straalen N.M., Denneman C.A., 1989. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotoxicological and Environmental Safety*, 18, 241-251.
- Vernier J., 2001. L'environnement. Éd. Que sais-je, 120 p.
- Versteeg D.J., Belanger S.E., Carr G.J., 1999. Understanding single species and model ecosystem sensitivity: data-based comparison. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(6), 1329-1346.
- Wagner C., Lokke H., 1991. Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. *Water Research*, 25(10), 1237-1242.
- Ware G.W. (ed.), 1995. Reviews of environmental contamination and toxicology. Ed. Springer Verlag, 165 p.
- Whitehouse P., Sorokin N., Leung K.M.Y., Crane M., Morrit D., Wheeler J.R., Toy R., Holt M., 2001. Can saltwater toxicity be predicted from freshwater toxicity data? Poster présenté au Congrès de la Setac, Madrid, mai 2001, Ed. Setac Europe.

Autres références non citées dans le texte

- Chevassus-au-Louis B., 2001. L'analyse des risques, l'expert, le décideur et le citoyen. Rapport de conférence-débat, INAPG-Paris, le 15 février 2001. Sciences en question, 6 p.
- Chu F.L.E., 2000. Defense mechanisms of marine bivalves. *In*: Recent advances in marine biotechnology. 5, 1-42.
- De Fur P.L., Crane M., Ingersoll C., Tattersfield L., 1999 (eds). Endocrine disruption in invertebrates: endocrinology, testing and assessment. Ed. Setac Press, 303 p.
- Devauchelle N., Barret J., Salaun G., coord., 1997. La reproduction naturelle et contrôlée des bivalves cultivés en France. Groupe de travail, Nantes, 14-15 novembre 1995. Rapport interne Ifremer DRV 97-11 RA/RST/Brest, 217 p.
- Galgani F., 2000. Biological effects of contaminants on marine organisms: the contribution of biotechnology. *Int. J. Environment and Pollution*, 13(1-6), 34-44.
- Lagadic L., 1999. Biomarkers in Invertebrates. *In*: Biomarkers: a pragmatic basis for remediation of severe pollution in eastern Europe. Ed. Peakall D.B. *et al.*, 153-175.
- Lagadic L., Caquet T., Amiard J.C., Ramade F., 1998. Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Éd. Lavoisier Tech. Doc, 307 p.
- Legay J.M., Barbault R., 1995. La révolution technologique en écologie. Éd. Masson, 259 p.
- Mouynerac C., Amiard-Triquet C., Amiard J.C., Rainbow P.S., 2001. Comparaison of metallothionein concentrations and tissue distribution of trace metals in crabs (*Pachygrapsus marmoratus*) from a metal rich estuary, in and out of the reproductive season. *Comparative Biochemistry and Physiology, C- Toxicology and pharmacology*, 129(3), 193-209.
- Murl Rolland R., 2000. Ecoepidemiology of the effects of pollution on reproduction and survival of early life stages in teleosts. *Fish and Fisheries*, 1, 41-72.
- Reffay M., 1999. Le bien-être des poissons. Actes de colloque « Les premières journées de la pisciculture ». Nantes, 2-4 novembre 1999, 85-86.
- Thébault A., 2001. Épidémiologie dans le cas de mortalités anormales de coquillages : exemple des coques du Croisic. Thèse de doctorat vétérinaire, Faculté de médecine de Créteil, 142 p.
- Whyte J.J., Jung R.E., Schmitt C.J., Tilit D.E., 2000. Éthoxyrésorufine-O-dééthylase (Erod) activity in fish as a biomarker of chemical exposure. *Critical Reviews in Toxicology*, 30(4), 570 p.

Réalisation, mise en page : XLC (02 98 30 50 07)

Achévé d'imprimer à l'Ifremer

ISSN 1279-8339

ISBN 2-84433-106-8 / Dépôt légal 3^e trimestre 2002

© 2002, Ifremer. Tous droits de reproduction, même partielle, par quelque procédé que ce soit, sont réservés pour tous pays.

Bilans de santé des organismes et des écosystèmes marins

Quels signaux biologiques mesurer ?

La mer abrite des organismes vivants, nombreux et très différents. L'examen de leurs signaux biologiques pourrait aider à évaluer et protéger leur santé et celle de leur environnement. Participant à cette démarche, ce document répond aux quatre questions suivantes : Quels signaux biologiques sait-on mesurer chez les organismes marins ? Sont-ils significatifs de la santé des individus, des populations, des écosystèmes ? Renseignent-ils sur la nature et le niveau des pollutions d'origine chimique ? Sont-ils utiles pour prédire et limiter les dysfonctionnements écologiques lorsqu'ils sont examinés et mesurés au cours d'essais de toxicité ? En conclusion, prenant en compte les diversités biologique et spatio-temporelle des milieux marins, une démarche opérationnelle intégrée est proposée pour effectuer des évaluations environnementales.

Mots-clés : milieu marin, écosystèmes, aquatique, déséquilibre, homéostasie, pollution, santé

Assessing the health of marine organisms and ecosystems

Which biological signals should be measured ?

Organisms living in marine waters are numerous and varied. Examining their biological signals could help to evaluate and protect their health and that of their environment. This publication focuses on this topic, answering the following questions: What are the measurable biological signals in marine organisms? Do they reflect the state of health of individuals, populations or ecosystems? Can they provide information about the specificity and level of chemical pollution? Are measurement results from bioassays useful in predicting and limiting ecological dysfunctions? In conclusion, an integrated, operational approach is proposed to carry out environmental assessments which take biological and spatiotemporal diversity in marine waters into account.

Keywords: marine ecosystems, aquatic, abnormalities, imbalance, homeostasis, pollution, health.



Modélisation des écosystèmes côtiers

Comportements des polluants

Observation et surveillance de la mer côtière

Gestion durable des ressources halieutiques

Optimisation et développement des productions aquacoles

Transformation, valorisation et qualité des produits de la mer

Mise en valeur de la mer côtière et économie des ressources marines

Compréhension de la circulation océanique

Connaissance et exploration des fonds océaniques

Grands équipements pour l'océanographie

Génie océanique

Ifremer

bilans & prospectives

Éditions Ifremer
BP 70, 29280 Plouzané, France
tél. 02 98 22 40 13
fax 02 98 22 45 86
mél : editions@ifremer.fr

Diffusion : ALT Brest
Service Logistique
3, rue Edouard Belin - BP 23
29801 Brest Cedex 9
tél. 02 98 02 42 34
fax. 02 98 02 05 84
mél : alt.belin@wanadoo.fr

ISSN 1279-8339
ISBN 2-84433-106-8

17 €



9 782844 331069