

Effets de la contamination chimique

Des organismes en danger ?

Coordinatrice
Emeline Poisson





Effets de la contamination chimique

Des organismes en danger ?

Coordinatrice : Emeline Poisson¹

Auteurs : Emeline Poisson¹, Cédric Fisson¹, Claude Amiard-Triquet², Thierry Burgeot³, Jérôme Couteau⁴, Gaël Dur⁵, Fabrice Durand⁶, Joëlle Forget-Leray⁶, Julie Letendre⁶, Sami Souissi⁷, Benoit Xuereb⁶

Contributeurs : Gilles Bocquené⁸, Hélène Budzinski⁹, Jérôme Cachot⁹, Kévin Cailleaud¹⁰, Jean Duchemin¹¹, Loïc Guezennec¹, Christophe Minier⁶, Thierry Ruellet¹²

(1) GIP Seine-Aval

(2) Université de Nantes, FED 4111 Pôle Mer et Littoral, EA 2160 MMS

(3) Ifremer, BE/LBEX

(4) Société TOXEM

(5) Institute of Marine Biology, National Taiwan Ocean University

(6) Université du Havre, EA 3222 LEMA

(7) Université de Lille 1, UMR CNRS 8187 LOG

(8) Ifremer/Ineris, BE/Arc

(9) Université de Bordeaux I, UMR CNRS 5255 ISM LPTC

(10) Total Petrochemicals, Pôle Recherche et Développement, Service Environnement

(11) Agence de l'Eau Seine-Normandie

(12) GEMEL Picardie

Sommaire

Introduction	3		
Chapitre 1. Concepts et définitions	6		
1. L'écotoxicologie	6		
2. Les espèces de la surveillance environnementale	6		
3. Les outils biologiques	9		
Chapitre 2. Effets observés sur les organismes de l'estuaire de la Seine	15		
1. Effets sur le génome	15		
1.1 Généralités	15		
1.2 Le cas de l'estuaire de la Seine	15		
1.3 Bilan	18		
2. Effets sur le système nerveux	19		
2.1 Généralités	19		
2.2 Le cas de l'estuaire de la Seine	19		
2.3 Bilan	21		
3. Pathogénicité et effets sur le système immunitaire	21		
3.1 Généralités	21		
3.2 Le cas de l'estuaire de la Seine	21		
3.3 Bilan	23		
4. Effets physiotoxicologiques	23		
4.1 Généralités	23		
4.2 Le cas de l'estuaire de la Seine	25		
4.3 Bilan	27		
5. Perturbations endocriniennes, effets sur la reproduction et le développement	28		
5.1 Généralités	28		
5.2 Le cas de l'estuaire de la Seine	29		
5.3 Bilan	31		
6. Effets sur les traits d'histoire de vie	37		
6.1 Généralités	37		
6.2 Le cas de l'estuaire de la Seine	37		
6.3 Bilan	41		
		7. Effets sur les populations	42
		7.1 Généralités	42
		7.2 Le cas de l'estuaire de la Seine	42
		7.3 Bilan	43
		8. Effets sur les communautés	46
		8.1 Généralités	46
		8.2 Le cas de l'estuaire de la Seine	47
		8.3 Bilan	48
		Chapitre 3. Bilan des études réalisées dans l'estuaire de la Seine	49
		Chapitre 4. Analyse du risque environnemental	53
		Conclusion et perspectives	57
		Bibliographie	58
		Abréviations	62
		Glossaire	64
		Encarts :	
		- Réponse des biomarqueurs aux stress environnementaux et chimiques	8
		- Surveillance OSPAR	11
		- Quel protocole expérimental mettre en place pour mettre en évidence les effets de la contamination ?	13
		- La contamination chimique de l'estuaire de la Seine	33
		- Effet sur le comportement natatoire du copépode <i>Eurytemora affinis</i>	38
		- <i>Eurytemora affinis</i> , espèce bio-indicatrice de l'estuaire de la Seine : de l'expérimental au modèle individu-centré	43
		- Tolérance et adaptation à la contamination	45

Introduction

L'écotoxicologie s'est développée au début des années 1960 avec l'observation des premiers effets de la contamination chimique par les substances industrielles ou agricoles sur l'environnement. Dans les années 1950, la catastrophe de Minamata fut l'un des événements révélateurs de l'impact environnemental et sanitaire que pouvait engendrer une pollution industrielle majeure. Des rejets en métaux lourds (dont le mercure) dans la baie de Minamata (Japon) furent à l'origine d'atteintes neurologiques graves chez l'homme et de malformations chez les nouveaux nés, suite à la consommation de poissons présentant de très fortes teneurs en mercure. Rachel Carson dans son ouvrage « Le printemps silencieux » paru en 1962 aux Etats-Unis fait le lien entre

l'utilisation de molécules chimiques – essentiellement des pesticides –, leur dispersion dans l'environnement et des mortalités observées chez les animaux – en particulier les oiseaux – et chez l'homme. Il contribuera à la prise de conscience du public des problèmes environnementaux et aux premières réglementations sur l'usage des pesticides.

D'un point de vue scientifique, cette problématique environnementale a d'abord été dominée par les progrès techniques réalisés pour l'analyse chimique de traces de ces substances dans les différents compartiments de l'écosystème (eau, sols, sédiments, matière vivante). Ils ont permis de caractériser la

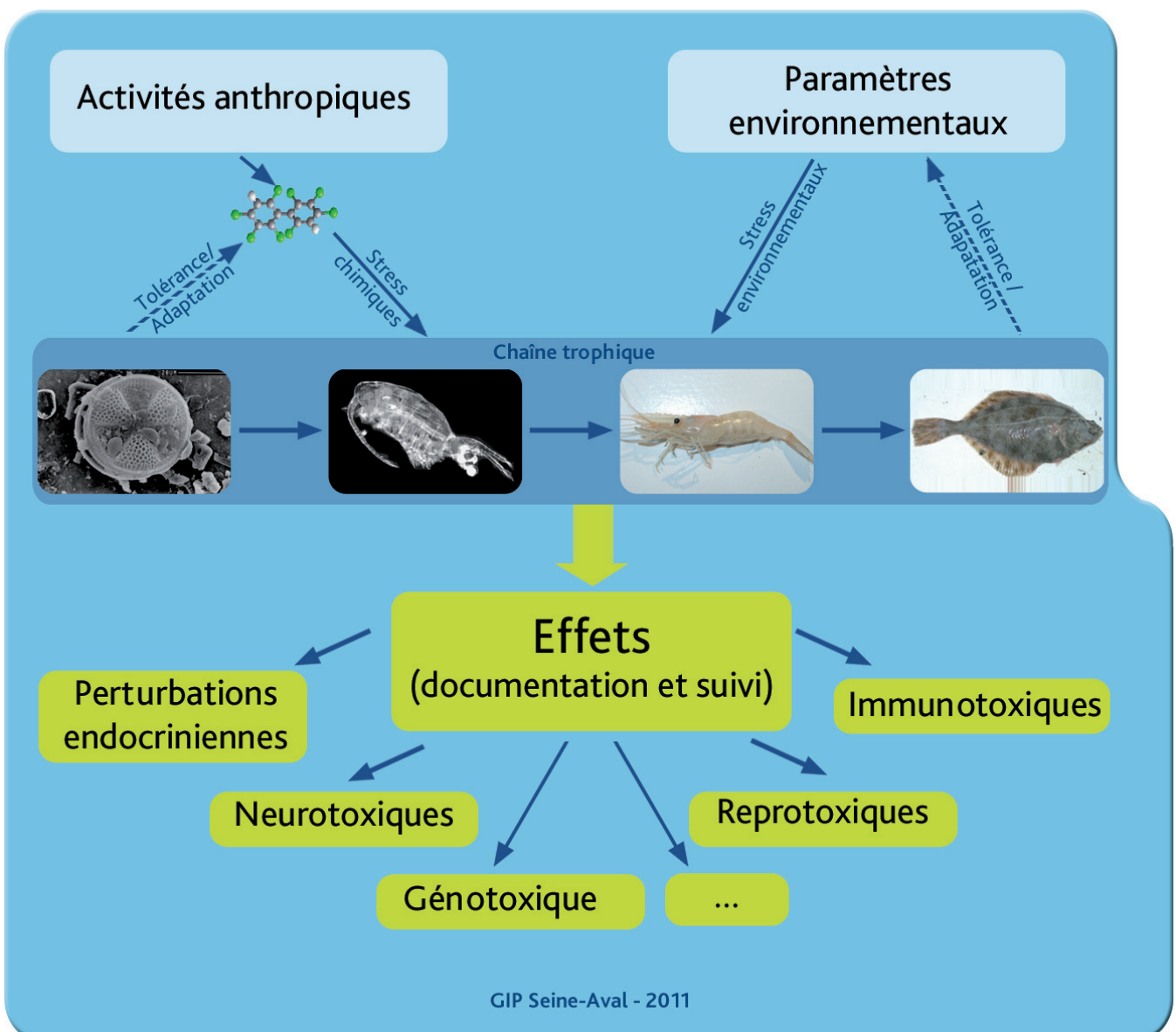


Figure 1 : Schéma de synthèse. Crédits photos - Diatomée : UMR-CNRS-6143-M2C ; Copépode : LOG Wimereux ; Crevette : CSLN ; Flet : CSLN.

contamination (quelles substances ?) et son ampleur (quelles concentrations ?). Puis, le développement de la toxicologie* moléculaire dans les années 1970 a permis de faire progresser la connaissance des mécanismes de toxicité des xénobiotiques*. En parallèle, ce champ d'investigation s'est ouvert aux organismes sauvages et plus particulièrement aux oiseaux, aux poissons et aux mollusques. Des organisations nationales et internationales ont mis en place des projets de recherche et de surveillance de l'environnement (projets Européens BioMar, BEEP, organisations européennes CIEM, OSPAR, etc.). C'est ainsi qu'au début des années 1980, la notion de marqueur biologique ou biomarqueur* s'est concrétisée, révélant l'étendue du problème de la contamination chimique (Narbonne, 1998). Depuis, l'avancement de nos connaissances et le recul acquis vis-à-vis de cette problématique ont débouché sur une véritable volonté de limiter les impacts tant sur le plan écologique que sanitaire et de restaurer la bonne qualité

des écosystèmes. C'est dans ce contexte qu'est née la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (2000/60/CE). L'objectif de la DCE est d'atteindre un bon état écologique et chimique des différents milieux aquatiques à l'échelle communautaire d'ici à 2015 et de mettre en place un réseau de surveillance des masses d'eau européennes qu'elles soient de surface, souterraines, de transition ou marines.

La présence et/ou l'impact d'une contamination chimique peuvent être diagnostiqués dans les différents compartiments de l'écosystème. Ainsi, les méthodes de chimie analytique permettent de déterminer le degré de contamination du milieu, d'identifier la fraction biodisponible pour les organismes et de participer à la compréhension du cycle biogéochimique de ces composés. Seulement, le suivi des concentrations en contaminants ne renseigne en aucun cas quant aux effets délétères sur les biocénoses*.

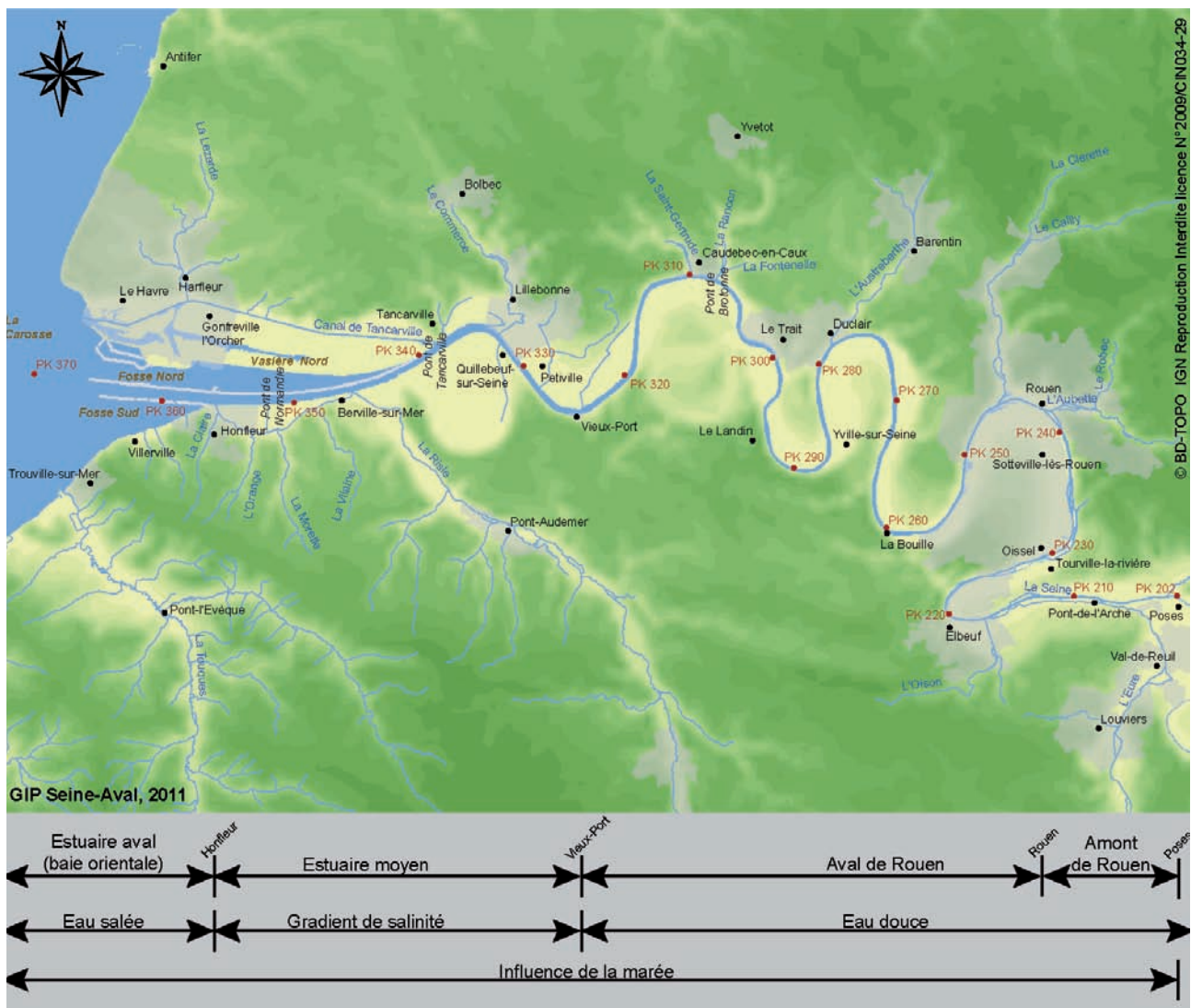


Figure 2 : L'estuaire de la Seine.



L'évaluation biologique constitue ainsi un complément logique et indispensable à la surveillance chimique. Celle-ci repose sur l'étude de réponses biologiques réelles vis-à-vis d'une situation environnementale (Figure 1). La pertinence toxicologique et/ou écologique ainsi que la sensibilité des variables biologiques étudiées dépendent étroitement de l'échelle d'organisation à laquelle elles se situent : sub-individu (molécule, cellule, organe), individu (comportement, développement, reproduction, mortalité), population et communauté.

Réceptacle des contaminants issus du bassin versant et des apports internes (voir encart « La contamination chimique de l'estuaire de la Seine »), les différents compartiments environnementaux de l'estuaire de la Seine (air, eau, sédiment, biote) présentent des teneurs en contaminants chimiques pouvant être relativement élevées, au regard d'autres secteurs géographiques (Abarnou *et al.*, 2000, Claisse *et al.*, 2006). En outre,

l'estuaire de la Seine abrite de nombreuses espèces animales et végétales présentant un intérêt écologique, patrimonial et économique qu'il convient de protéger.

Le présent fascicule a pour objectif d'apporter les éléments de réponse disponibles pour l'estuaire de la Seine sur ce questionnement. Dans la première partie seront définis les principaux termes et concepts utilisés en écotoxicologie. Les effets de la contamination chimique à différents niveaux d'organisation biologique, sur les organismes présents dans l'estuaire de la Seine, seront présentés dans la deuxième partie puis synthétisés dans une troisième partie. Enfin, la dernière partie abordera la notion d'analyse du risque environnemental.

Chapitre 1. Concepts et définitions

1. L'écotoxicologie

L'écotoxicologie est la science qui étudie le devenir des contaminants dans l'environnement, c'est-à-dire le comportement et les effets des polluants, ainsi que les conséquences biologiques et écologiques qui en découlent, à différentes échelles spatiales et temporelles. Cette discipline allie la chimie de l'environnement, la toxicologie et l'écologie.

Dans le domaine de la surveillance de l'environnement, l'écotoxicologie peut être appréhendée par deux approches :

- l'écotoxicologie rétrospective, qui consiste à comprendre et estimer, a posteriori, l'effet d'un ou plusieurs contaminants sur l'écosystème. Cette approche a pour objectif la mise en place de réponses adaptées à diverses pollutions afin de protéger l'environnement si celles-ci se reproduisent. L'écotoxicologie rétrospective gouverne la mise en place de réseaux de surveillance ;
- l'écotoxicologie prédictive ou préventive qui a pour but d'établir et de prévoir, de manière la plus réaliste possible, le comportement et les effets futurs et à long terme, sur la biocénose, de substances chimiques pouvant être introduites dans l'environnement. Ces connaissances peuvent permettre aux industriels de prévoir l'impact potentiel de leurs rejets avant qu'ils ne soient libérés dans l'environnement. Cette approche est également utilisée pour autoriser, ou non, la mise sur le marché de nouvelles molécules chimiques (notamment dans le cadre de la législation européenne REACH n° 1907/2006 : Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals).

2. Les espèces de la surveillance environnementale

Ce terme regroupe l'ensemble des espèces qui vont permettre de caractériser l'état de santé d'un écosystème, soit parce qu'elles en sont absentes soit par ce qu'elles manifestent des perturbations liées à l'exposition aux contaminants.

Certaines espèces dites **bioaccumulatrices*** vont, de par leur mode de vie et/ou leurs caractéristiques physiologiques, bioaccumuler, au sein de leur organisme, des concentrations en contaminants supérieures à celles présentes dans le milieu. Cette bioaccumulation s'effectue par le biais de deux processus : la bioconcentration* et la bioamplification* (ou biomagnification). Ainsi, en recherchant les contaminants chimiques dans ces espèces, il est possible de détecter des substances dont la concentration environnementale est très faible et dont l'analyse chimique dans le milieu est difficile.

Tous les organismes ne répondent pas de la même manière à la contamination chimique. Cela s'explique en partie par la nature et le niveau d'exposition aux substances. Cette exposition dépend du comportement biogéochimique des contaminants, du compartiment environnemental considéré (sédiment ou colonne d'eau et à une échelle plus fine : phase dissoute, particulaire ou eau interstitielle), du mode d'alimentation des espèces (carnivore, détritivore, filtreur, etc.), et de leur place dans la pyramide trophique (Figure 3). Les effets observés vont également dépendre des caractéristiques tissulaires et/ou physiologiques des espèces, de leur sensibilité, ainsi que du mode d'action des toxiques (entrée des molécules dans l'organisme, action spécifique ou non). Certaines espèces présentent une sensibilité comparable vis-à-vis de différentes familles de contaminants, ce qui peut s'expliquer par des traits d'histoire de vie comparables pour ces espèces et par leur voisinage phylogénétique* (Chaumot *et al.*, 2010). Ainsi, les espèces qualifiées de bio-indicatrices* (animales, végétales ou fongiques) vont, par leur absence, leur présence ou par leur abondance relative, donner des indications sur les caractéristiques écologiques d'un milieu, les conditions environnementales y exerçant une pression de sélection et les conséquences de certaines pratiques.

Les espèces sentinelles* sont des espèces sensibles à la contamination, utilisées pour suivre les effets de la contamination sur les organismes. Il est en effet possible de mesurer les réactions de ces espèces, au niveau sub-individuel, pour des concentrations de contaminants très faibles, bien avant que la communauté ne présente de réactions apparentes (Lagadic *et al.*, 1998).

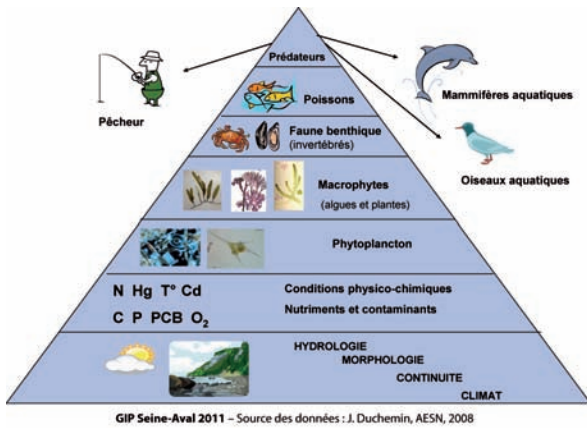


Figure 3 : Pyramide trophique aquatique.

L'espèce sentinelle idéale devrait présenter les caractéristiques suivantes (Phillips, 1977) :

- survie lors de l'accumulation de contaminants ;
- corrélation simple entre la teneur en contaminant dans l'organisme et la concentration moyenne dans le biotope ou dans l'alimentation ;
- sensibilité suffisante pour offrir une réponse significative ;
- sédentarité, pour que les concentrations étudiées soient reliées avec celles du milieu dans lequel ont été prélevés les individus ;
- abondance, représentativité des communautés de l'ensemble des sites étudiés et large distribution biogéographique afin que la comparaison entre différentes zones géographiques soit favorisée ;
- durée de vie importante, pour permettre l'étude des effets à long terme de la contamination sur plusieurs classes d'âge ;
- taille suffisante pour fournir les quantités nécessaires de tissus pour l'analyse de plusieurs paramètres, parfois spécifiques d'un organe ;
- facilité d'échantillonnage ;
- facilité de maintien au laboratoire afin de pratiquer des bioessais ou des études de décontamination.

Au regard de toutes ces caractéristiques, les espèces d'invertébrés aquatiques les plus appropriées à l'étude des effets de la contamination et les plus utilisées dans l'estuaire de la Seine sont des mollusques : la dreissène pour la partie dulçaquicole (*Dreissena polymorpha*; Figure 4A) et la moule bleue pour la partie marine (*Mytilus edulis*; Figure 4B), l'annélide *Hediste diversicolor* (auparavant appelé *Nereis diversicolor* ; Figure 4D) et le copépode *Eurytemora affinis* (pour la zone du gradient de salinité ; Figure 4C). En ce qui concerne les vertébrés aquatiques, le flet (*Platichthys flesus*) est le poisson le plus utilisé en baie de Seine (Figure 4E) tandis que le gardon (*Rutilus rutilus*) est également employé en eau douce (Figure 4F). Les oiseaux n'ont pas fait l'objet d'études approfondies

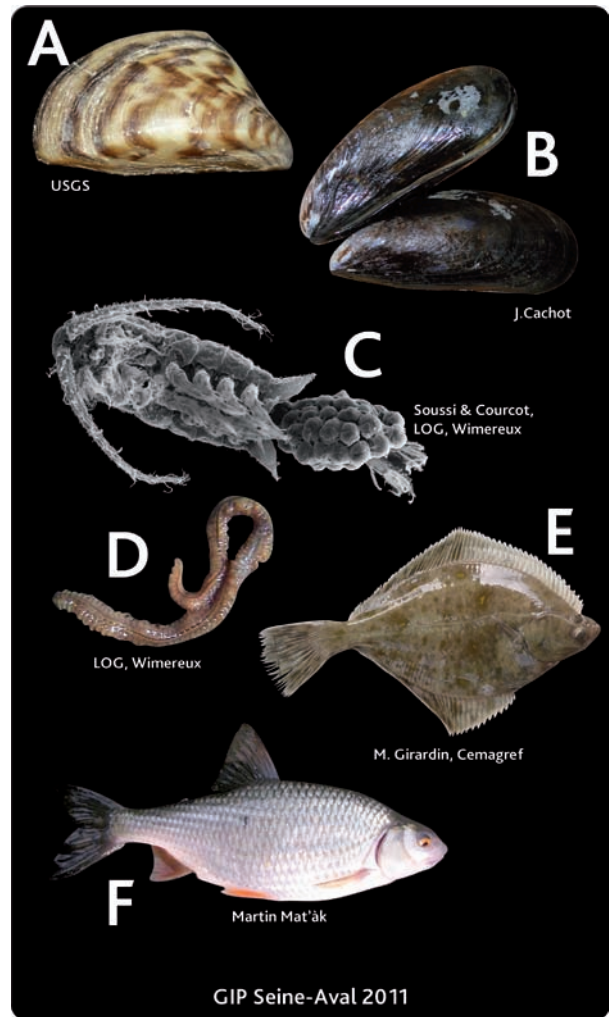


Figure 4 : Espèces suivies dans l'estuaire de la Seine : (A) *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), (B) *Mytilus edulis* (Linné, 1758), (C) *Eurytemora affinis* (Nordquist, 1888), (D) *Hediste diversicolor* (Müller, 1776), (E) *Platichthys flesus* (Linné, 1758) et (F) *Rutilus rutilus* (Linné, 1758).

dans l'estuaire de la Seine malgré leur propension à bioaccumuler de façon importante.

L'interprétation des données acquises est complexe en raison de différents paramètres :

- la capacité de bioaccumulation, très différente d'une espèce à l'autre et au sein d'une même espèce selon le stade de développement ;
- la variabilité du métabolisme et de la physiologie des espèces (le genre, la période de reproduction, l'âge des organismes, etc.) ;
- la variabilité des conditions naturelles et anthropiques du milieu (saisons, eaux diluées en crue et concentrées en étiage, température, périodicité des rejets anthropiques, etc.) ;
- la dynamique du système estuarien (milieu et espèces).

Réponse des biomarqueurs aux stress environnementaux et chimiques

Les paramètres mesurés en tant que biomarqueurs dans le cadre d'études écotoxicologiques, selon leur nature, sont susceptibles d'être influencés par les variations des facteurs naturels indépendamment de la contamination chimique du milieu. C'est notamment le cas des niveaux de défenses anti-oxydantes, dont la mesure est largement utilisée pour l'évaluation de l'impact des contaminants organiques et métalliques, le stress oxydant étant une conséquence commune de la présence de ces composés dans les organismes et de leur éventuelle métabolisation. L'implication de ces systèmes anti-oxydants dans la réponse au stress en général et leur rôle dans la physiologie « normale » des organismes les rend particulièrement sensibles à des changements de conditions abiotiques.

Selon leur écologie, certains organismes modèles utilisés en écotoxicologie font face à des fluctuations importantes des conditions naturelles. La moule bleue (*Mytilus edulis*) présente notamment une répartition large sur l'estran depuis le niveau infralittoral jusqu'au médiolittoral moyen. Les populations de moules intertidales subissent régulièrement une privation drastique et plus ou moins prolongée de leur milieu d'échange et donc de la disponibilité en oxygène, suivie lors du retour en eau d'une réoxygénation brutale des tissus alors hypoxiques. De tels changements de la teneur en oxygène tissulaire sont susceptibles de générer des situations récurrentes de stress oxydant auxquelles les cellules doivent faire face grâce notamment à l'induction des défenses anti-oxydantes.

Pour étudier les effets combinés de la condition intertidale et de la contamination chimique, les niveaux de défenses anti-oxydantes enzymatiques, plus précisément les activités catalase, Cu/Zn superoxyde dismutase, glutathion peroxydase, glutathion réductase, glutathion transférase, ont été suivis au cours d'un cycle de marée dans les branchies de moules issues du médiolittoral moyen (6h d'émersion/12h) et du médiolittoral inférieur (1h d'émersion/12h quelques jours par mois).

En hiver, on constate au niveau du site de référence (Yport, 76) que les niveaux d'activités anti-oxydantes sont généralement supérieurs chez les moules issues du haut de l'estran quel que soit le moment du cycle de marée (Figure A). Cela suggère que l'alternance régulière d'émersion-immersion place les organismes intertidaux dans une situation globalement pro-oxydante, à laquelle ils font face grâce à une induction constitutive de leurs

niveaux de défense (Letendre *et al.*, 2008, Letendre *et al.*, 2009).

Au niveau du site contaminé (port du Havre, 76), le profil haut/bas est presque inversé : les niveaux d'activités anti-oxydantes sont similaires pour les deux stations, voire supérieurs chez les moules prélevées en bas de l'estran (Figure A). Celles-ci présentent des niveaux de défenses plus élevés que ceux rencontrés à Yport pour la même station, conformément à l'hypothèse d'une induction des activités par la présence de contaminants. En revanche, les moules vivant dans les niveaux supérieurs montrent des niveaux similaires, voire inférieurs à ceux observés à Yport pour une même hauteur sur l'estran. Il est probable que chez les moules subissant déjà la contrainte naturelle du cycle de marée, qui implique des investissements d'énergie importants, les mécanismes anti-oxydants ne puissent être induits davantage par l'addition d'un stress chimique (Letendre, 2009).

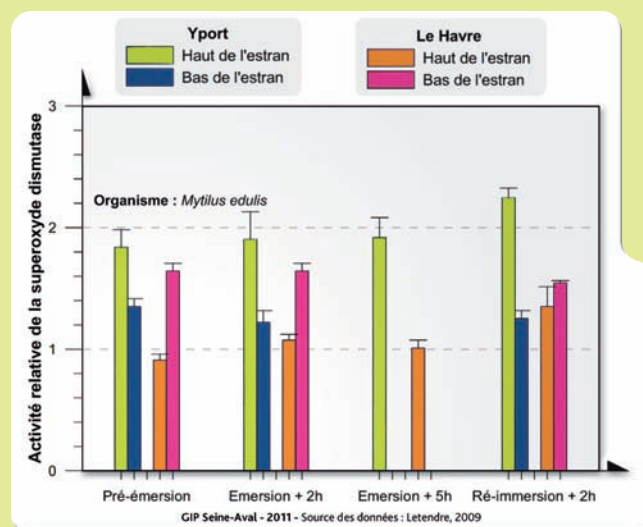


Figure A : Niveaux d'activité de la superoxyde dismutase dans des branchies de *Mytilus edulis* en fonction de sa répartition spatiale sur les estrans d'Yport et Le Havre.

D'autre part, des variations temporelles sont également enregistrées au niveau du site de référence pour certaines activités enzymatiques lors du passage dans l'air et du retour en eau, ainsi qu'au cours de l'année, de façon différentielle en fonction de la hauteur sur l'estran (Figure B). Ces variations sont modifiées ou atténuées au niveau du site contaminé (Figure B), ce qui laisse supposer que les mécanismes physiologiques liés au régime de marée pourraient être altérés par la contamination (Letendre, 2009).

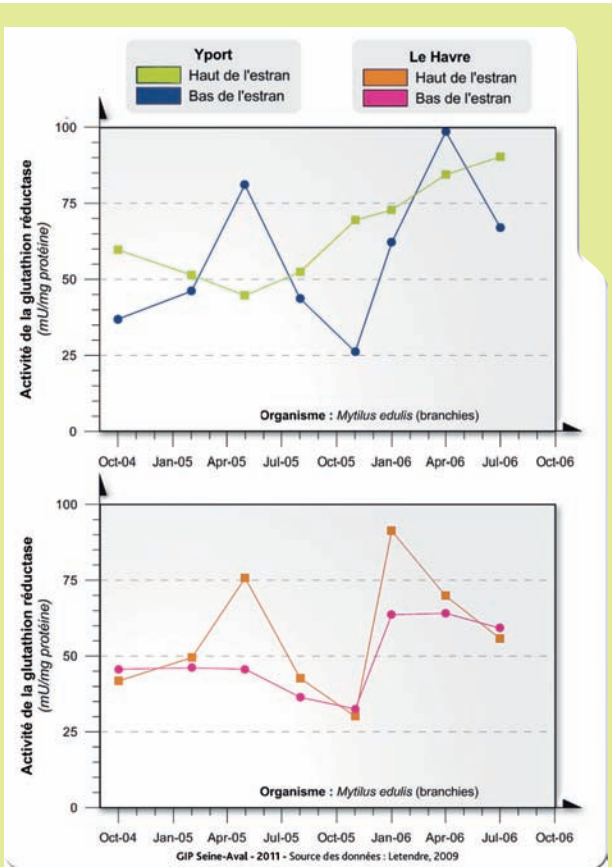


Figure B : Variations saisonnières des niveaux de glutathion réductase dans les branchies de *Mytilus edulis* en fonction de sa répartition spatiale sur les estrans d'Yport (en haut) et du Havre (en bas).

Ces résultats montrent que le contexte écologique peut influencer les réponses de biomarqueurs dans une mesure comparable à celle de l'impact d'un stress chimique. Cela doit donc être pris en compte pour l'échantillonnage ainsi que pour l'interprétation des résultats, qui doit être éclairé par une connaissance des niveaux de base et des variations saisonnières des biomarqueurs de manière générale. De plus, il apparaît d'un point de vue fondamental que les différents stress que les organismes rencontrent exercent des effets interactifs et que certaines populations dont l'habitat est naturellement contraignant pourraient être particulièrement vulnérables face à la pollution chimique.

J. Letendre, F. Durand

3. Les outils biologiques

L'évaluation des effets des contaminants sur les organismes peut se faire à l'aide de différents outils biologiques.

Les **biomarqueurs** sont des changements structuraux ou fonctionnels, observables et/ou mesurables à divers niveaux d'organisation biologique (moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportementale), qui révèlent l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant (Lagadic *et al.*, 1997). Ils sont mesurés sur les espèces sentinelles. Il est d'usage de distinguer différents types de biomarqueurs (Ramade, 2007 ; Figure 5) :

- les biomarqueurs d'exposition permettent de mettre en évidence la présence de certains contaminants dans le milieu. Ils indiquent que l'organisme a bien été en contact avec ces substances, mais la réponse n'implique pas obligatoirement d'effets délétères sur l'organisme ;
- les biomarqueurs d'effets indiquent un dépassement des capacités de régulation de l'organisme, qui va se traduire par des effets délétères.

Certains biomarqueurs sont plutôt spécifiques d'une famille de substance chimique et d'autres ne font que traduire des réactions physiotoxicologiques générales, mais ne vont pas renseigner sur le type de substance responsable de cette réaction.

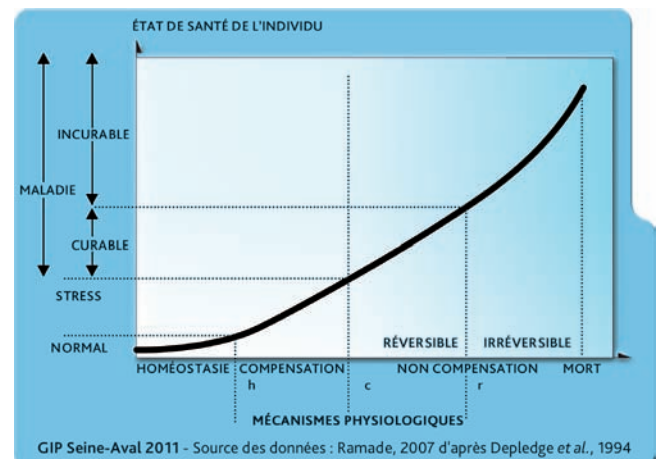


Figure 5 : Evolution du rôle des biomarqueurs et de l'état de santé d'un individu en fonction de l'intensité ou de la durée de l'exposition. *h* = point à partir duquel se déclenchent les réponses de compensation aux perturbations physiotoxicologiques. *c* = limite à partir de laquelle les réponses compensatrices ne peuvent plus empêcher le développement de troubles pathologiques. *r* = limite au-delà de laquelle les dommages pathologiques deviennent irréversibles.

Les biomarqueurs sont également liés aux différents niveaux d'organisation biologique (moléculaire, cellulaire, physiologique, organique, individuel). En effet, plus les organismes sont exposés longtemps à une contamination, ou à des concentrations importantes, plus les effets se répercutent à des niveaux d'organisation élevés (Figure 6). Il est important d'étudier tous les niveaux d'organisation biologique (moléculaire, cellulaire, tissulaire, etc.), car il s'avère difficile d'extrapoler l'impact d'une substance chimique d'un niveau à un autre et les niveaux auxquels les effets vont être visibles vont renseigner sur l'intensité et la durée d'exposition de l'organisme (Garric *et al.*, 2010).

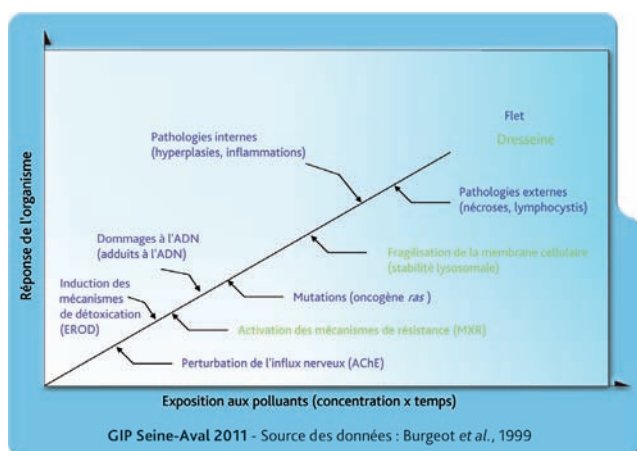


Figure 6 : Réponse des organismes en fonction de la durée d'exposition et de la concentration en contaminants.

Pour mesurer un biomarqueur sur des organismes issus du milieu naturel, il faut étudier les variations naturelles du paramètre biologique en laboratoire afin de comprendre les réponses des organismes aux conditions environnementales ainsi que les variations saisonnières naturelles et les bruits de fond des réponses de ces biomarqueurs.

Les **bioessais** (biotests) sont des expérimentations en laboratoire reposant sur l'exposition d'organismes vivants, à un ou plusieurs paramètres (substances

chimiques, rayonnements, etc.), pour lesquels des effets sont recherchés. Ces bioessais respectent un protocole expérimental précis (durée, température, salinité, photopériode, stade de développement, etc.). Ils peuvent être normalisés et intervenir pour l'établissement de valeurs toxicologiques de références (NQE, CL50, NOEC, etc.). Il n'existe pas de bioessais normalisés spécifiques aux espèces estuariennes.

Occasionnellement, des expérimentations de **transplantations *in situ*** (caging) permettent d'explorer les réponses d'organismes sains exposés au milieu étudié. Elles présentent certains avantages : limitation des artefacts liés au prélèvement et à la manipulation, intégration des fluctuations des caractéristiques physico-chimiques du milieu et de l'apport en contaminants, meilleure compréhension du lien temporel qui existe entre l'exposition et l'apparition des effets, moindre coût, etc.

Le choix des outils biologiques va dépendre de l'objectif de l'étude et de l'échelle d'observation. Si l'objectif est d'étudier et comprendre les mécanismes d'effets d'une substance sur l'ADN d'un organisme, les expérimentations en laboratoire sont les plus pertinentes ; mais si le but est de déterminer l'impact d'un mélange naturel de contaminants sur la physiologie ou la reproduction, les expérimentations de transplantation *in situ* seront plus appropriées (Geffard *et al.*, 2010).

Une **approche multi-marqueurs** (chimie + biomarqueurs + bioessais + caging) à différents niveaux d'organisations biologiques permet un suivi représentatif des différents effets.

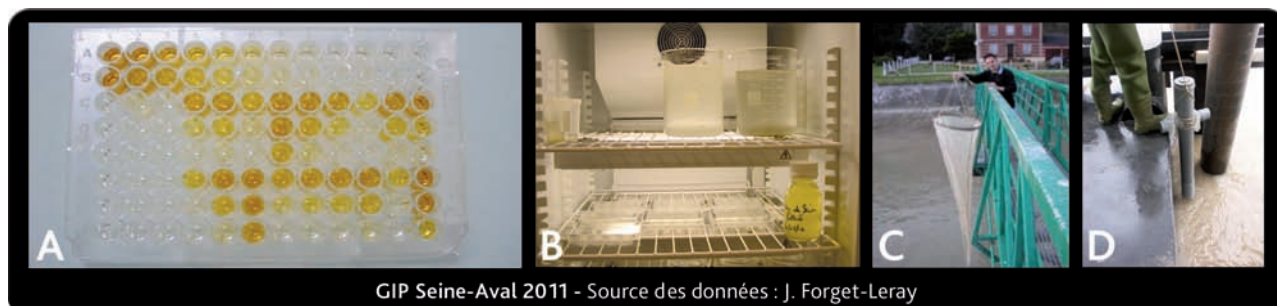


Figure 7 : A : Dosage de vitellogénine sur microplaque, B : Bioessais, C : Prélèvement d'*E. affinis* dans l'estuaire de la Seine, D : Caging d'*E. affinis* dans l'estuaire de la Seine.

Surveillance OSPAR

La convention OSPAR régit les obligations et engagements universels pour la protection et la gestion de la mer. La convention des Nations Unies sur le droit de la mer, entrée en vigueur en 1994, détermine le cadre juridique global. L'approche écosystémique développée dans ce cadre est placée au cœur de la politique environnementale et OSPAR coopère pour la zone de l'Atlantique Nord-Est avec nombre d'autres organisations internationales (Commission des pêcheries de l'Atlantique Nord-Est, organisation maritime internationale, commission économique pour l'Europe des Nations Unies CEE-ONU, Conseil International pour l'Exploitation de la Mer-CIEM) pour mener à bien sa mission. La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) de l'UE, qui fait suite à la Directive Cadre sur l'Eau de l'UE, représente une ligne directrice importante pour les futurs travaux OSPAR.

La convention OSPAR a mis en place un programme conjoint d'évaluation et de surveillance continue (CEMP : coordinated environmental monitoring programme initié en 2003) basé sur la coopération des parties contractantes. Ce programme CEMP repose sur une expérience européenne d'une vingtaine d'années et il constitue une force de proposition méthodologique unique pour la DCSMM en Atlantique Nord-Est. L'organisation OSPAR constitue une plate-forme européenne de coordination de la surveillance des substances dangereuses et elle apporte une expertise d'excellence combinant « recherche et surveillance » qui constitue sa force et son originalité. Sur la base de suivi à long terme ou d'études spatiales, OSPAR investit des thématiques de recherche nouvelles, fait évoluer la stratégie de surveillance, mène des développements méthodologiques, produit des données de qualité et fait émerger des questions de recherche.

Depuis 2003, les travaux OSPAR sont guidés par l'approche écosystémique dans un objectif d'exploitation durable des ressources naturelles tout en maintenant la qualité, la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins. Le développement d'indicateurs et méthodologies scientifiques appropriés permet d'évaluer l'état écologique de l'écosystème face aux pressions exercées par les activités humaines. Onze descripteurs sont ainsi développés dans la DCSMM. Parmi ces descripteurs, le descripteur huit a pour objectif d'évaluer les niveaux de contaminations chimiques qui ne provoquent pas d'effet sur l'écosystème. Assistés par un groupe d'experts européens nommés par les pays contractants, OSPAR et le CIEM travaillent à la standardisation d'indicateurs

biologiques et chimiques pour la surveillance et pour l'évaluation de l'état écologique dans le cadre de la future DCSMM. La complémentarité des disciplines chimique et biologique est inscrite dans la stratégie de mise en œuvre du descripteur huit. Cette complémentarité fait aujourd'hui consensus. Elle permet d'évaluer la concentration des contaminants chimiques mesurés dans le biote, le sédiment et l'eau ainsi que les effets biologiques de la pollution chronique et accidentelle. Les effets biologiques sont mesurés sur des groupes taxonomiques représentatifs de la fonctionnalité du réseau trophique et pour lesquels un rapport de cause à effet a été établi et doit faire l'objet d'un suivi.

Le département Ifremer Biogéochimie et Ecotoxicologie représente la France dans le groupe d'experts du CIEM chargés de développer des indicateurs biologiques et chimiques (i) au sein du descripteur huit de la DCSMM ainsi que dans (ii) le programme de surveillance (CEMP) sur des sites sensibles de la côte Atlantique française. L'Ifremer est l'organisme national chargé de contribuer au développement méthodologique et à la standardisation d'indicateurs qui seront communs à la DCSMM et au CEMP. Actuellement en phase de validation sur le site pilote de l'estuaire de la Seine et plus largement dans le cadre européen du programme du CIEM (ICON: Indicateurs biologiques de contamination chimique 2008-2010), les indicateurs standardisés (probablement à partir de 2012) seront étendus sur l'ensemble des côtes françaises et en Europe. La phase de validation est menée en France dans le cadre d'une recherche pré-normative avec les universités et le CNRS et au sein du groupe de recherche international EXECO (Exposition aux contaminants et effets écotoxicologiques le long du continuum milieu continental-milieu côtier). Une harmonisation devra ensuite être réalisée entre les côtes françaises de l'Atlantique et de la Méditerranée. La démarche de standardisation porte sur différents critères incluant la détermination de guides méthodologiques d'échantillonnages et d'analyses, la participation à des exercices d'intercomparaison et la détermination de niveaux de base et de seuils d'effets pour chaque biomarqueur, bioessais (Tableau A, Tableau B) et analyse de chaque composé chimique prioritaire. Ces niveaux de base (1) sans effet et (2) à partir duquel sera observé un effet, seront utilisés comme « seuils » pour l'interprétation des effets biologiques comme les normes de qualité environnementale (NQE) qui sont utilisées dans la DCE pour établir la qualité de l'état écologique.

Effets	Biomarqueurs	Flet	Limande	Moules	Gastéropodes	Catégorie réglementaire CEMP	Recommandation
Détoxication	EROD	X	X			Volontaire	MEDPOL et JAMP
Neurotoxicité	AChE	X	X	X		Volontaire	MEDPOL et JAMP
Stress oxydatif	SOD, CAT, GST	X	X	X		Volontaire	JAMP
Génotoxicité	Comet	X	X	X		Volontaire	JAMP
	Adduits à l'ADN	X	X	X		Volontaire	JAMP
	Micronoyaux	X	X	X		Volontaire	MEDPOL et JAMP
	Métabolites HAP	X	X			Volontaire	JAMP
Physiologie cellulaire globale	Stabilité lysosomale	X	X	X		Volontaire	MEDPOL et JAMP
Stress	Métallothionéines	X	X	X		Volontaire	MEDPOL et JAMP
	ALA-D	X	X	X		Volontaire	JAMP
Perturbateur endocrinien	Vitellogénine	X	X			Volontaire	JAMP
	Intersexe	X	X			Volontaire	JAMP
	Oestrogènes biliaires	X	X			Volontaire	JAMP
	Imposex				X	Obligatoire CEMP	JAMP
Stress oxydatif global	Stress sur stress			X		Volontaire	MEDPOL et JAMP
Globaux	Pathologies internes et externes	X	X			Volontaire	JAMP
	Paramètres physiologiques supports : Rapport gonadosomatique, indice de condition, rapport hépatosomatique	X	X	X		Volontaire	JAMP

Tableau A : Biomarqueurs les plus avancés en phase de validation pour une application future dans le CEMP et la DCSMM (EROD : éthoxyrésorufine-O-dééthylsae ; ALA-D : acide delta aminolevulinique; AChE : acetylcholinestérase; SOD : superoxyde dismutase, GST : glutathion-S transférase, CAT : catalase) (SGIMC, 2010).

Cette démarche d'assurance qualité et de standardisation conduite dans le milieu marin pour l'application des biomarqueurs et bioessais en surveillance (CEMP) et dans la DCSMM est très structurante pour l'ensemble des pays cosignataires de l'OSPAR. Elle constitue un tremplin européen nécessaire avant toute application des indicateurs biologiques et chimiques en surveillance de routine. La structuration européenne proposée par OSPAR représente une plate-forme d'excellence avec une mission pérenne de recherche et surveillance qui est unique et d'un intérêt majeur pour les pays européens contractants. Elle constitue également une référence

dans le domaine de la surveillance aquatique qui devrait permettre de mieux structurer l'application en surveillance d'indicateurs écotoxicologiques sur le plan national.

Matrice bioessais	Espèce	Catégorie réglementaire CEMP	Recommandation
Toxicité sédiment	<i>Corophium volutator</i>	Obligatoire sédiments de dragages	JAMP
Embryotoxicité eau et sédiment	Bivalves : <i>Crassostrea gigas</i> <i>Mytilus edulis</i>	Obligatoire sédiments de dragages	JAMP
	Copépodes : <i>Tisbe battagliai</i> <i>Acartia</i> sp.		JAMP
Toxicité eau	Oursin : <i>Parracentrotus lividus</i>		JAMP

Tableau B : Bioessais les plus avancés en phase de validation pour une application future dans le CEMP et la DCSMM (SGIMC, 2010).

T. Burgeot

Quel protocole expérimental mettre en place pour mettre en évidence les effets de la contamination ?

L'American Chemical Society indiquait en décembre 2010 qu'il existait plus de 56 000 000 molécules organiques et inorganiques sur le marché mondial. A la fin des années 1990, un recensement faisait état de la présence de plus de 100 000 molécules organiques de synthèse dans l'environnement. Parmi ces molécules, certaines sont plus insidieuses que d'autres et affectent de grandes fonctions biologiques, pouvant être à l'origine de cancer, de diminution de la fertilité ou de problèmes de développement. Dans le but d'établir un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, la directive 2000/60/CE (DCE : Directive Cadre sur l'Eau) a été mise en place le 23 octobre 2000.

Ainsi, la DCE fixe plusieurs objectifs :

- atteindre un bon état chimique et écologique des eaux en 2015 ;
- réduire progressivement les rejets, émissions ou pertes pour les substances prioritaires ;
- et supprimer les rejets d'ici à 2021 des substances prioritaires dangereuses.

D'après la DCE, le bon état des eaux de surface est atteint lorsque le sont simultanément l'état écologique (la biologie du milieu et la physico-chimie supportant la vie biologique) et l'état chimique (le respect des normes de qualité environnementale de substances prioritaires). Ce bon état chimique est basé sur l'évaluation des concentrations des substances « prioritaires ». En effet, un bon état chimique correspond à l'absence ou à la présence des substances chimiques « prioritaires » selon des valeurs inférieures à la norme. De ce fait, les outils réglementaires et donc normalisés utilisés à l'heure actuelle pour qualifier le bon état chimique d'un milieu sont les analyses physico-chimiques. Capables de détecter la présence de molécules chimiques à de très faibles concentrations, les analyses physico-chimiques réalisées actuellement sont de très bons outils pour détecter et quantifier les molécules « prioritaires » dans l'environnement. Malgré cela, leur seule utilisation n'est pas suffisante pour évaluer la toxicité globale de matrices environnementales. En effet, la quantification aussi précise soit-elle de certaines molécules chimiques dans une matrice environnementale, ne permet pas de rendre compte des effets sur les organismes vivants de l'ensemble des molécules présentes dans cette matrice. Il existe donc une réelle nécessité d'utiliser de manière complémentaire aux analyses chimiques des biotests globaux qui permettent d'évaluer la toxicité de matrices complexes, en tenant compte de leur mode d'action. En

effet, ces biotests, outre l'avantage d'évaluer une toxicité globale (molécules chimiques en mélanges, métabolites, résidus...) prennent en compte les effets synergiques et/ou antagonistes qui existent dans des matrices souvent complexes. Il existe de nombreux biotests ayant fait preuve de leurs pertinences scientifiques et qui pourraient être utilisés dans le cadre d'études environnementales. Cependant, ces études souvent diligentées dans un cadre réglementaire nécessitent l'utilisation de tests normalisés. La normalisation est un travail long, laborieux et coûteux qui aura des répercussions sur les tarifs de tests qui ne seront normalisés que dans plusieurs années. D'ici là, les études environnementales doivent-elles se priver de biotests notamment dans le cadre d'études exploratoires et/ou d'impact visant à identifier des dangers chimiques vis-à-vis de la santé environnementale et humaine ?

Cependant, il est tout de même important de noter que les tests biologiques qui peuvent être utilisés de manière complémentaire aux analyses physico-chimiques doivent répondre aux exigences des études environnementales. C'est donc en fonction de ces exigences qu'il paraît indispensable de hiérarchiser les outils qu'ils soient analytiques ou biologiques afin de pouvoir proposer :

- Dans un premier temps une analyse globale du milieu combinant des mesures physico-chimiques à l'utilisation de tests biologiques afin de permettre un premier dépistage des problèmes importants. Ces outils doivent assurer une durée d'analyse relativement courte ainsi que le traitement de plusieurs échantillons en même temps. La combinaison de ces deux approches qui restent relativement peu coûteuses permet de mettre facilement en évidence un éventuel danger lié à la présence de molécules contenues dans une matrice environnementale donnée.

A titre d'exemple, nous pouvons, selon les effets biologiques mesurés, citer quelques biotests utilisables en screening :

- Cytotoxicité : test sur cultures cellulaires
- Génotoxicité : SOS Chromotest, test d'Ames
- Perturbations endocriniennes : Test YES, test YAS
- Neurotoxicité : Potentiel anti-cholinestérasique sur extrait enzymatique purifié

Cette approche a été retenue dans le cadre de certains projets de recherche nationaux ou internationaux : MEDPOL, DIESE (Determination of pertinent indicators for environmental monitoring : a strategy for Europe)...

Quel protocole expérimental mettre en place pour mettre en évidence les effets de la contamination ?

- Dans un deuxième temps et selon les résultats obtenus dans le cadre d'une action de surveillance globale, une meilleure compréhension des effets biologiques induits par les molécules incriminées doit être envisagée. Cela peut être réalisé par la mise en place d'études plus spécifiques dont certaines doivent prendre en compte la complexité d'organismes entiers (études *in vivo*). Bien qu'importantes d'un point de vue mécanistique, les études de laboratoire en conditions contrôlées ne reflètent pas la réalité environnementale. En effet, les variations spatio-temporelles des composantes biotiques (disponibilité de la nourriture, parasitisme, pression de prédation...) ou abiotiques (température, pH, dureté, oxygène, carbone organique, MES,...) peuvent modifier la sensibilité des organismes, ainsi que la biodisponibilité et par conséquent la toxicité des contaminants dans l'environnement. Aussi, il est important que des études *in vivo* soient également réalisées *in situ*.

Voici un exemple de cette démarche appliquée à la génotoxicité (Figure C).

Cette stratégie a été retenue dans le cadre de certains projets de recherche nationaux ou internationaux : programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution marine en Méditerranée (MEDPOL), programme commun d'évaluation et de surveillance du milieu marin (JAMP-OSPAR), programme de recherche Interreg Manche visant à la détermination d'indicateurs pertinents : une stratégie pour l'Europe (DIESE), ...

En définitive, de la même manière que pour le développement d'un candidat médicament, le dépistage primaire réalisé à l'aide d'une batterie de tests, doit permettre de tirer le signal d'alarme vis-à-vis de molécules potentiellement dangereuses. Par la suite, des études toxicologiques et écotoxicologiques doivent être réalisées pour déterminer par quel mode d'action certaines des molécules présentes dans le milieu sont susceptibles d'induire des effets délétères sur les différentes grandes fonctions biologiques, quelles en sont les répercussions au niveau individuel, notamment en conditions environnementales, et quel impact cela va-t-il avoir sur la structure et la dynamique des populations et/ou des communautés.

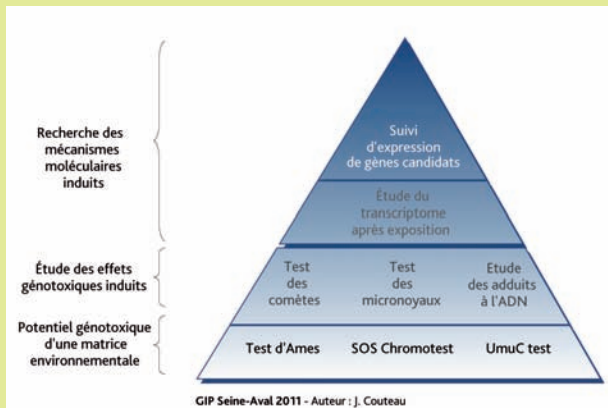


Figure C : Pyramide pour les tests de génotoxicité.

J. Couteau, B. Xuereb

Chapitre 2. Effets observés sur les organismes de l'estuaire de la Seine

1. Effets sur le génome

1.1 Généralités

La génotoxicité se définit comme la capacité de certains agents physiques, chimiques ou biologiques dits « génotoxiques » à induire l'apparition de dommages à l'ADN pouvant conduire à des mutations géniques ou chromosomiques (mutagenèse) si ces lésions ne sont pas réparées. Ces dommages, une fois fixés dans le génome, peuvent avoir des conséquences délétères sur la santé des organismes exposés et/ou de leur descendance, car les mutations leur sont transmises (Cachot et Dégremont, 2009).

L'ADN peut subir plusieurs sortes de dommages : adduits à l'ADN et cassures des chromosomes, pertes, insertion ou modification de bases de l'ADN, pontages intra ou inter-brins, etc. (Cachot et Dégremont, 2009). Les études de génotoxicité réalisées dans l'estuaire de la Seine ont permis de caractériser le potentiel génotoxique des sédiments et/ou d'échantillons d'eau et de mesurer la génotoxicité induite par les polluants sur poissons et mollusques bivalves. Dans le cadre de ces études, différents tests *in vitro* de génotoxicité et biomarqueurs d'effets génotoxiques ont été mis en œuvre (Tableau 1).

Les principales substances responsables d'effets génotoxiques sont les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Certains congénères de polychlorobiphényles (PCB), certains métaux (et leurs composés) comme l'arsenic, le plomb, le cadmium, le chrome et le nickel et certains pesticides (organochlorés, diuron, produits nitrosés, etc.) peuvent également être génotoxiques. Tous ces contaminants sont considérés cancérigène, mutagène et reprotoxique (CMR) et sont classés cancérigène ou assimilés cancérigène par l'Union Européenne (UE, 2011) et cancérigène ou probablement cancérigène par l'IARC (International Agency for Research on Cancer ; IARC, 2011) et l'US-EPA (United States Environmental Protection Agency ; US-EPA, 2011).

1.2 Le cas de l'estuaire de la Seine

Potentiel génotoxique et mutagène du sédiment

De nombreuses études portant sur les effets génotoxiques ont été réalisées dans l'estuaire de la Seine. Ces études révèlent, en premier lieu, que les sédiments de l'estuaire amont (de Poses à Vieux-Port) présentent un fort potentiel génotoxique (Cachot *et al.*, 2006a) et mutagène (Burgeot *et al.*, 1996), mais ce n'est pas le cas des sédiments de la baie (Cachot *et al.*, 2006a ; Figure 8).

Tableau 1 : Principaux tests et biomarqueurs de génotoxicité étudiés dans l'estuaire de la Seine.

Effets	Détails	Transmission	Biomarqueurs
Macro-adduits	Fixation stable d'un génotoxique sur une base de l'ADN	Réparation possible	Post-marquage au ³² P
Cassures simple brin de l'ADN	Attaque radicalaire* ou électrophile de l'ADN	Réparation possible	Test des comètes
Lésions oxydatives	Attaque radicalaire de l'ADN par des espèces réactives de l'oxygène	Réparation possible	8-oxodG
Cassures double brin de l'ADN	Sous l'effet de radiations ionisantes* ou de substances chimiques clastogènes*	Peu ou pas réparable, transmission aux cellules filles	Test des micronoyaux
Mutations	silencieuses ou non	Lésions irréversibles, transmission aux cellules filles	Criblages des mutations sur gènes marqueurs
Tumeurs et lésions pré-tumorales	Foie et peau principalement	Lésions bénignes ou malignes	Examen histologique
Potentiel génotoxique*	Mesuré sur une matrice environnementale		SOS Chromotest
Potentiel mutagène*	Mesuré sur une matrice environnementale		Test d'Ames

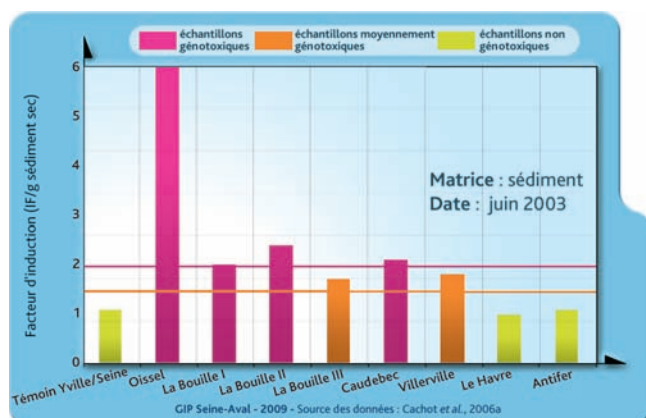


Figure 8 : Potentiel génotoxique d'extraits organiques de sédiments (analyse par SOS Chromotest après bioactivation).

Lebailly *et al.* (2003) ont réalisé une estimation du niveau de danger et de risque génotoxique pour différentes stations de l'estuaire et de la baie de Seine. Le danger (Tableau 2) est obtenu en croisant le niveau d'exposition (niveau de contamination : concentrations cumulées en HAP génotoxiques dans les sédiments) et le potentiel génotoxique (résultats du SOS Chromotest).

Tableau 2 : Grille de cotation des niveaux de danger génotoxique. Le potentiel génotoxique d'un échantillon est qualifié de « faible » si le facteur d'induction I du SOS Chromotest est inférieur à 1,5, il est considéré comme « modéré » si I est compris entre 1,5 et 2, il est considéré comme « élevé » si I est supérieur ou égal à 2. Le niveau de contamination est défini arbitrairement (Lebailly *et al.*, 2003).

		Niveau de contamination		
		Faible	Moyen	Elevé
Potentiel génotoxique	Faible	1	1	2
	Modéré	1	2	3
	Elevé	2	3	4

Les résultats obtenus (Tableau 3) suggèrent que le niveau de danger génotoxique dans l'estuaire de la Seine n'est pas négligeable, surtout pour les sites de Oissel, La Bouille et Caudebec-en-Caux. Par contre, l'embouchure de la Seine ne semble pas présenter de danger génotoxique majeur.

Tableau 3 : Evaluation des niveaux de danger génotoxique des sédiments dans l'estuaire et l'embouchure de la Seine à partir de prélèvements de juin 2003 (Lebailly *et al.*, 2003) * Somme $B(a)P + B(a)A + B(b)F + B(j)F + B(k)F + D(a,h)A + D(a,c)A + IP$. ** SOS Chromotest sur extraits organiques de sédiment

Sites	Contamination du sédiment en HAP* (ng/g)	Potentiel génotoxique des extraits organiques de sédiment**	Niveau de danger
Yville/Seine	5 (Faible)	1,1 (Faible)	1
Oissel	5201 (Elevé)	6 (Elevé)	4
La Bouille	1676 (Moyen)	2,1 (Elevé)	3
Caudebec en Caux	579 (Moyen)	2,1 (Elevé)	3
Villerville	867 (Moyen)	1,8 (Modéré)	2
Le Havre	664 (Moyen)	1 (Faible)	1
Antifer	30 (Faible)	1,1 (Faible)	1
Le Moulard	10 (Faible)	1,3 (Faible)	1

Adduits à l'ADN

Les études sur l'estuaire de la Seine révèlent de fortes disparités spatiales et temporelles en ce qui concerne les taux d'adduits à l'ADN dans les dreissènes et les moules bleues. En effet, Le Goff *et al.* (2006) ont observé des taux d'adduits significativement supérieurs dans les dreissènes collectées en juin 2002 au niveau des stations amont de l'estuaire de la Seine en comparaison de celles collectées sur la gravière d'Yville-sur-Seine. En revanche, en juin 2003, aucune différence significative n'a été observée entre les sites, que ce soit sur les dreissènes ou les moules bleues (Rocher *et al.*, 2006).

Pour ce qui est des poissons, Burgeot *et al.* (1997) et Cachot (1998) rapportent des taux d'adduits importants dans le foie des flets juvéniles capturés dans la partie amont de l'estuaire de la Seine et, *a contrario*, des taux significativement plus bas dans les flets adultes pêchés dans l'estuaire ou dans la baie. Ce résultat révèle une exposition très précoce des flets à des agents génotoxiques dès leurs premières semaines de vie dans la partie amont de l'estuaire. En revanche, aucun adduit n'a pu être détecté dans les limandes (*Limanda limanda*; Linné, 1758) collectées dans la baie de Seine (Akcha *et al.*, 2003). Ce résultat peut sans doute s'expliquer par des différences de sensibilité interspécifiques, mais plus encore par des habitats différents, notamment pendant les premières années de vie des individus de ces espèces.

Cassures à l'ADN

Le taux de cassures à l'ADN (mesuré grâce au test des comètes) a été étudié sur des moules bleues et des dreissènes prélevées en différentes stations le long de l'estuaire et dans la baie de Seine, ainsi que sur des limandes provenant de l'embouchure. Pour ces trois organismes, la plupart des études montrent des taux de cassures de l'ADN modérés (Figure 9), mais sans que l'on puisse les associer clairement à un gradient de pollution (Lebailly *et al.*, 2003, Rocher *et al.*, 2006, Budzinski *et al.*, 2008). En ce qui concerne les limandes, les facteurs « sexe » et « âge » influencent le niveau de dommages à l'ADN. En effet, chez les limandes mâles, le niveau de dommage à l'ADN est plus élevé chez les adultes que chez les juvéniles et l'inverse est observé chez les femelles (Budzinski *et al.*, 2008). La principale explication avancée est que chez les femelles, l'évacuation dans les produits de la ponte d'une partie des polluants bioaccumulés pourrait constituer un mécanisme de détoxification*. Ceci expliquerait la mesure d'un effet génotoxique inférieur à celui mesuré chez les mâles.

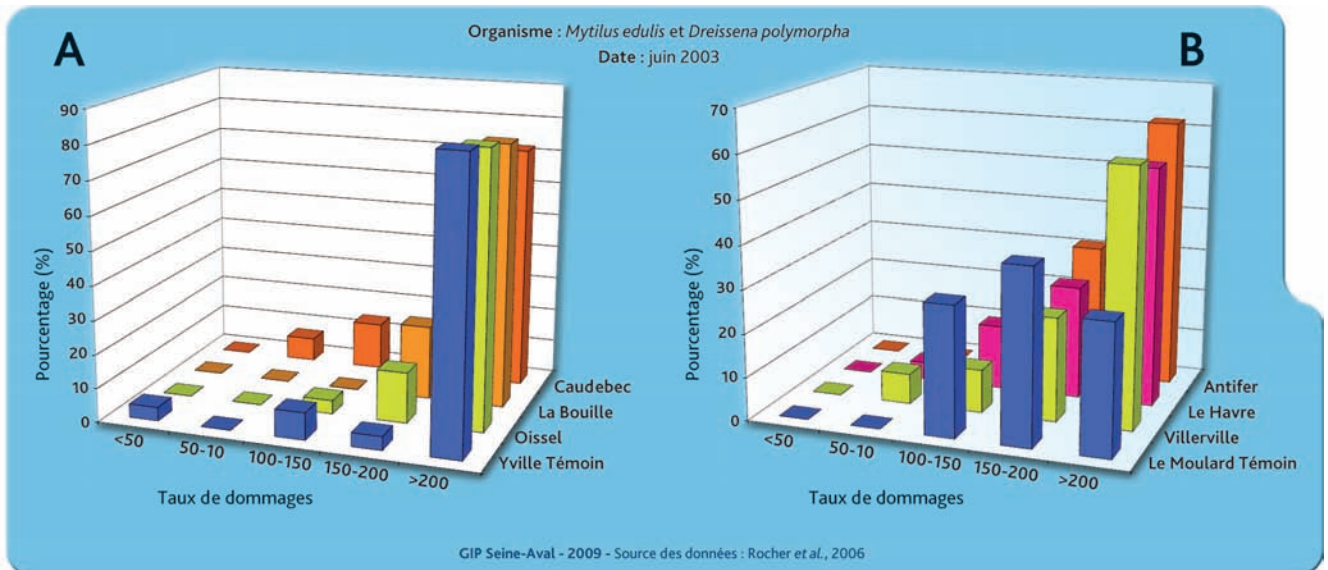


Figure 9 : Taux de cassures à l'ADN mesuré sur des hémocytes de A : dreissènes et B : moules bleues. Plus le taux est élevé, plus l'organisme a subi les effets de substances cancérigènes.

L'augmentation des dommages à l'ADN avec l'âge peut quant à elle s'expliquer par l'augmentation des capacités métaboliques des poissons avec l'âge.

Modification du génome

L'étude du génome de bactéries prélevées dans l'eau et dans le sédiment à Oïssel et le long du gradient de salinité, a permis de mettre en évidence un nombre élevé de copies de gènes de résistance aux métaux lourds. En effet, les bactéries prélevées dans le sédiment de la Seine présentent significativement un plus grand nombre de copies du gène *merA* (de résistance au mercure) que celles prélevées dans le sédiment du site de référence, l'estuaire de l'Authie (dans la Somme ; Amiard-Triquet *et al.*, 2009). Le gène *cadA* (de résistance au cadmium) a été observé dans des bactéries prélevées au niveau du bouchon vaseux et de la vasière nord (Oger *et al.*, 1998), deux zones contaminées. En outre, l'étude d'une carotte de sédiment a montré une abondance plus importante de bactéries portant le gène *cadA* pour des profondeurs où les concentrations en cadmium labile sont les plus élevées. Cela suggère que l'exposition au cadmium a des conséquences sur le patrimoine génétique de la communauté bactérienne (Petit, 2001). Ces résultats montrent que des concentrations toxiques pour le métabolisme sont ou ont été récemment atteintes, et exercent une pression de sélection sur les communautés bactériennes résidant dans le sédiment. Il a été montré que les bactéries qui possèdent ce gène de résistance au cadmium présentent aussi une résistance à d'autres métaux lourds (Petit, 2001).

L'étude du génome de flets prélevés en baie de Seine révèle que pour certains gènes, les fréquences alléliques

varient entre un site contaminé et un site sain. Par exemple, pour le gène *p53* (suppresseur de tumeur), la fréquence de l'allèle A est plus importante dans la Seine (+13,7%) que pour des flets prélevés dans un estuaire de référence, le Ster de l'Esconil dans le Finistère (Marchand *et al.*, 2010). Cela pourrait indiquer que la contamination entraîne une pression de sélection sur les organismes et que cet allèle leur confère une meilleure résistance. L'estuaire du Ster sert également de site de référence pour l'étude de Laroche (2001) qui confirme des modifications dans les fréquences alléliques de certains gènes impliqués dans le métabolisme des sucres, sur des flets prélevés au niveau de la Fosse Sud (Figure 2). Par ailleurs, cette étude tente de relier les fréquences alléliques et les dommages à l'ADN ; il s'avère que certains allèles seraient associés à un meilleur maintien de l'intégrité de l'ADN.

Cancérogénèse

Des bioessais sur des poissons ont été réalisés en laboratoire. C'est le cas des expérimentations de Cachot *et al.* (2006b), dans lesquelles des médakas japonais (*Oryzias latipes*) sont nourris deux fois par jour avec des nauplii d'artémies (*Artemia salina*) exposées à des extraits organiques de sédiment de la Seine prélevés à Oïssel. Au bout d'un mois, les médakas exposés aux doses les plus élevées testées présentent des taux de dommages à l'ADN, des taux de mutations (gène *cII*), des lésions tumorales malignes (carcinome) ou bénignes (adénome) et des lésions précancéreuses significativement plus importants que les médakas non exposés (Figure 10).

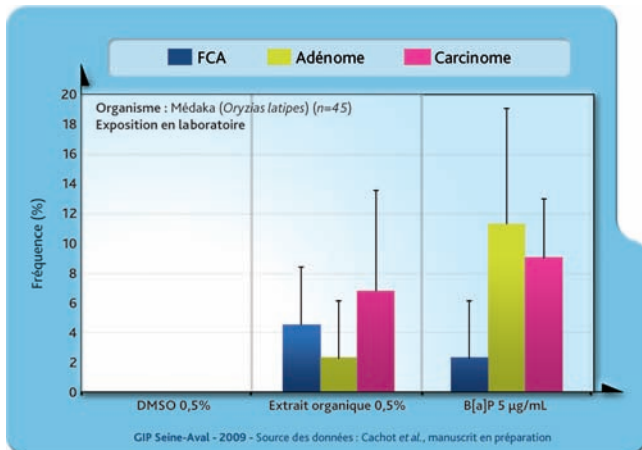


Figure 10 : Fréquence des lésions tumorales malignes (carcinomes) ou bénignes (adénomes) et des FCA (FCA=foyer de cellules altérées) en fonction du type de traitement subi par les médakas. L'examen histopathologique a été réalisé huit mois après la fin de l'exposition sur 45 poissons âgés de 10 mois pris aléatoirement dans chaque lot traité.

1.3 Bilan

Le taux de cassures à l'ADN, des tumeurs hépatiques et cutanées (poissons) et l'étude du génome des organismes se révèlent être de bons marqueurs pour évaluer les effets génotoxiques dans l'estuaire de la Seine. Cependant, très peu d'études portent sur les effets génotoxiques sur le microcrustacé *Eurytemora affinis* et les annélides *H. diversicolor*. Ce copépode est pourtant une espèce primordiale des maillons primaires de la chaîne trophique de l'estuaire. *H. diversicolor* fait l'objet d'études sur les effets de la contamination à d'autres niveaux d'organisation biologique (cellulaire, physiologique, individuel). Il serait donc intéressant d'évaluer les effets génotoxiques sur cette espèce pour avoir une vision globale des conséquences de la contamination, d'autant plus que cette espèce vit en contact direct avec le sédiment de l'estuaire, potentiellement génotoxique.

Toutes ces études permettent de conclure que les sédiments de l'estuaire de la Seine présentent un potentiel génotoxique relativement important et que les organismes vivant au contact de ces sédiments présentent des dommages à l'ADN qui peuvent conduire à un développement tumoral (chez les poissons uniquement). Une analyse spatiale de ces résultats montre un gradient croissant des effets génotoxiques de l'amont de Rouen jusqu'à l'estuaire moyen. En baie de Seine, la dilution de la contamination des eaux de la Seine dans les eaux marines est telle, que peu d'effets génotoxiques y sont observés (Figure 11).

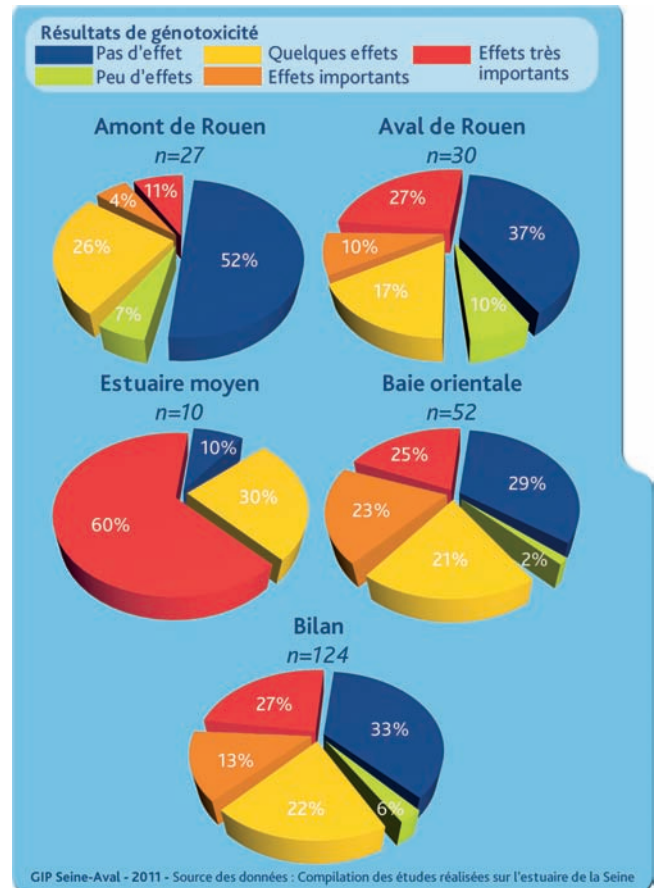


Figure 11 : Résultats des analyses de génotoxicité in situ en fonction des secteurs de l'estuaire.

Il faut également noter que les mollusques semblent plus tolérants à la contamination chimique et sont moins

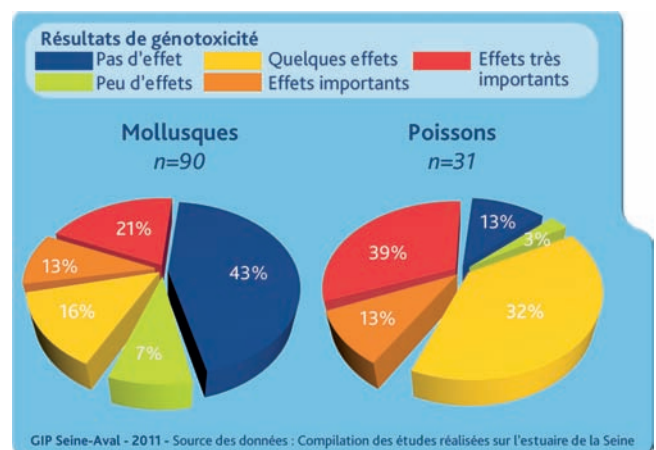


Figure 12 : Résultats des analyses de génotoxicité in situ en fonction des groupes d'organismes.

affectés que les poissons par cette génotoxicité (Figure 12).

2. Effets sur le système nerveux

2.1 Généralités

Le système nerveux d'un organisme contrôle et coordonne les mouvements musculaires et le fonctionnement des organes, véhicule les informations sensorielles et motrices qui permettent une interaction entre l'organisme et son environnement.

La neurotoxicité correspond généralement à une perturbation de l'influx nerveux. Les organismes sont très sensibles aux agents neurotoxiques, mais finalement assez peu de biomarqueurs permettent d'estimer la neurotoxicité d'une matrice environnementale ou l'exposition d'un organisme à des agents neurotoxiques. C'est par exemple le cas de l'activité de l'acétylcholinestérase (AChE), enzyme impliquée dans la transmission de l'influx nerveux (Figure 13). Son inhibition traduit l'exposition à une ou plusieurs substance(s) ayant une action neurotoxique.

Les insecticides organophosphorés, les carbamates et les pyréthroïdes ont des effets neurotoxiques sur les organismes à des concentrations environnementales faibles. Ils agissent notamment sur les récepteurs synaptiques et peuvent donc être toxiques pour le développement ou le fonctionnement du système nerveux. D'autres substances chimiques telles que certains métaux lourds, les PCB et les HAP peuvent également exercer une toxicité sur le système nerveux des organismes, mais à des concentrations plus importantes, dans des milieux très contaminés ou en mélange dans le milieu, car ils n'ont pas une action spécifique.

2.2 Le cas de l'estuaire de la Seine

Activité acétylcholinestérase (AChE)

L'AChE est le seul marqueur de neurotoxicité à avoir été utilisé sur des organismes présents dans l'estuaire de la Seine, mais il a été appliqué à tous les niveaux de la chaîne trophique. L'inhibition de cette enzyme a été montrée en laboratoire sur le copépode *Eurytemora affinis* après exposition à des particules du bouchon vaseux de l'estuaire de la Seine (Forget *et al.*, 2002). Tout d'abord, cette étude a révélé que la concentration en HAP et en PCB est plus importante dans la fraction de sédiment présentant des particules de grande taille. De plus, une relation est mise en évidence entre la concentration en HAP et PCB et l'inhibition de l'activité AChE (Figure 14) : plus la contamination augmente, plus l'inhibition de l'AChE est importante. Il a également été observé une récupération (donc un retour à l'activité AChE initiale) après détoxification des copépodes en eau saine (Figure 15).

Sur le même organisme, un suivi *in situ* de l'activité AChE durant un cycle de marée indique une inhibition plus importante lorsque les concentrations en HAP et PCB sont maximales en lien avec des concentrations en MES maximales (Cailleaud *et al.*, 2009b).

Forget *et al.* (2001) ont également montré que presque tous les contaminants testés, seuls ou en mélange, ont un effet inhibiteur sur l'activité AChE du copépode (Figure 16).

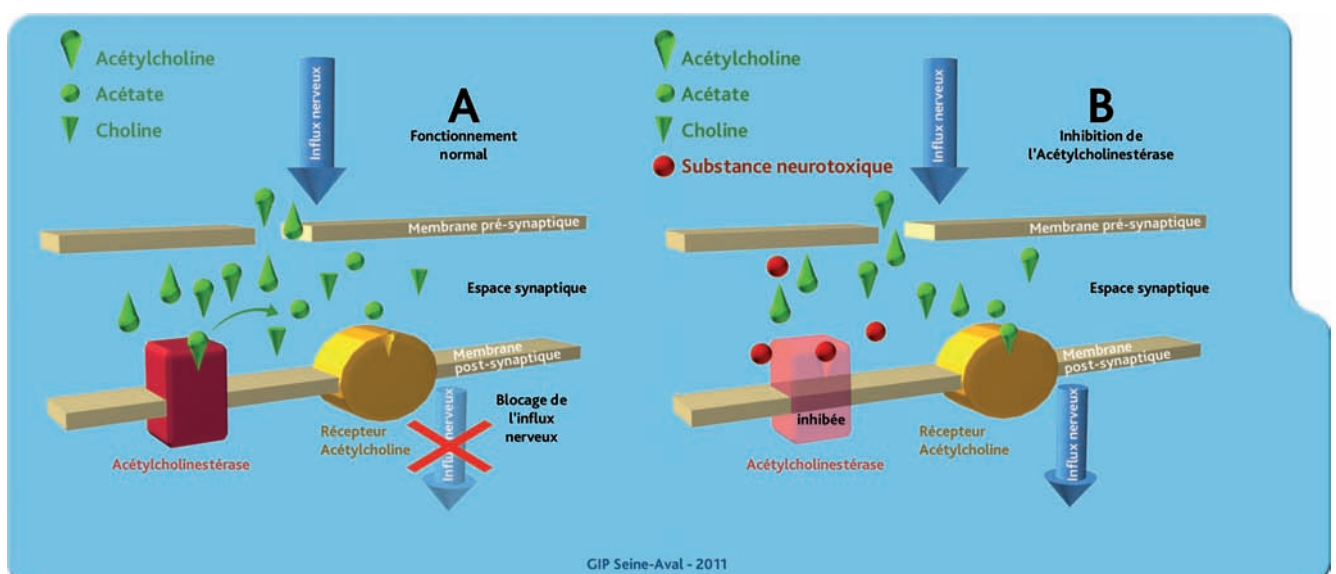


Figure 13 : Mécanisme d'action d'une substance neurotoxique sur la transmission de l'influx nerveux. A : Fonctionnement normal ; B : Impact d'une substance neurotoxique = inhibition de l'acétylcholinestérase.

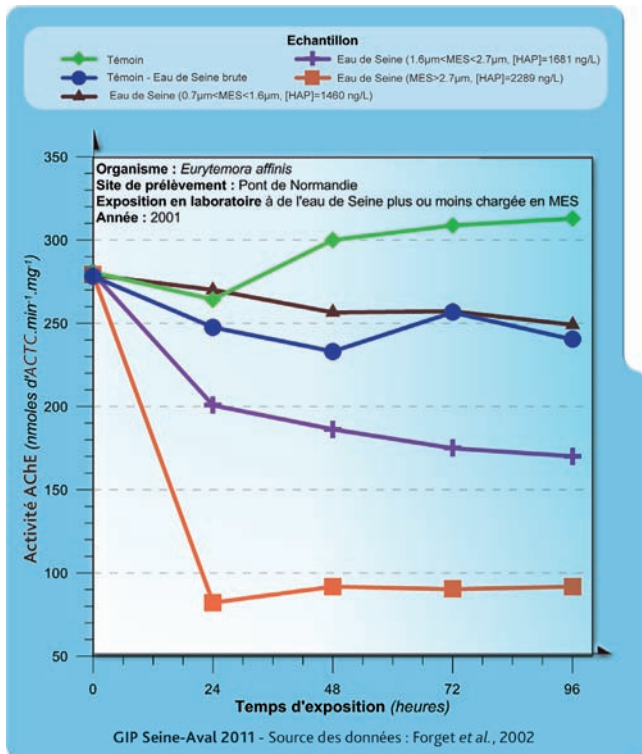


Figure 14 : Effet de la concentration en contaminants (principalement en HAP et PCB) de l'eau de la Seine sur la fonction neuromusculaire d'Eurytemora affinis.

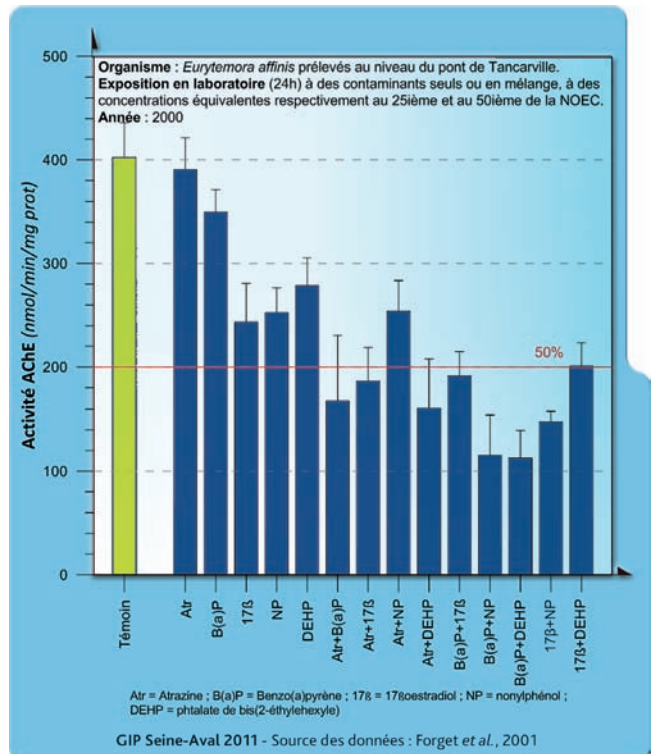


Figure 16 : Niveau d'activité AChE chez Eurytemora affinis après exposition pendant 24h à un contaminant ou à une association de deux composés.

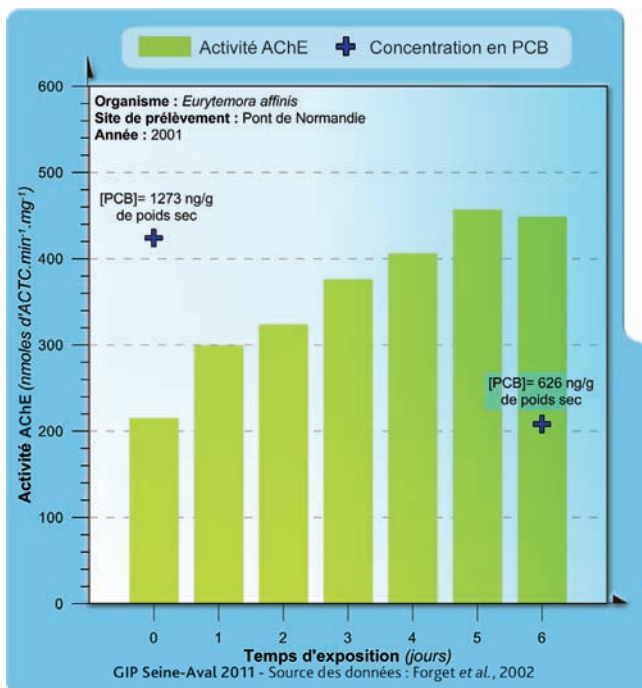


Figure 15 : Evolution de la concentration en PCB et de l'activité AChE chez E. affinis au cours d'une expérience de décontamination de 6 jours en eau saine.

Chez des annélides (*H. diversicolor*) prélevés à l'embouchure de la Seine, une activité moindre de l'AChE a été observée par rapport à des organismes prélevés dans un site moins contaminé (l'estuaire de l'Authie, dans la Somme) ; cette observation n'est cependant pas systématique (Cailleaud, 2006, Roméo et al., 2009).

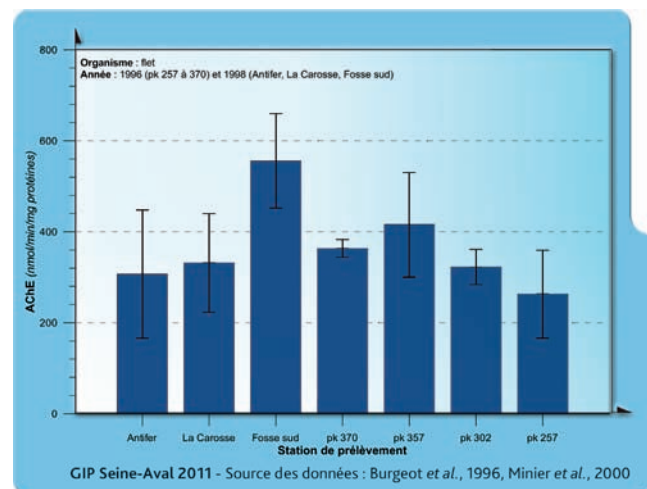


Figure 17 : Activité Acétylcholinestérase (AChE) chez des flets prélevés dans l'estuaire de la Seine.

En ce qui concerne les poissons, ce marqueur a été utilisé sur le muscle de flet (Figure 17), pour lequel une diminution des effets neurotoxiques de l'amont vers l'aval de l'estuaire a été montrée (Burgeot *et al.*, 1996). De plus, parmi les individus prélevés en baie, ceux qui sont présents le long du panache de la Seine présentent une inhibition plus importante de l'activité AChE, donc des effets neurotoxiques plus importants (stations 'La Carosse' et 'Antifer' vs station 'Fosse sud' ; Figure 2 ; Minier *et al.*, 2000).

2.3 Bilan

L'inhibition de l'activité AChE permet de conclure à une exposition des organismes à des agents neurotoxiques. Les cholinestérases sont des biomarqueurs précoces et leur inhibition est décelable avant même que n'apparaissent les premiers symptômes neurotoxiques. Il est difficile de connaître les conséquences pour l'organisme de telles baisses d'activité de l'AChE. Le développement d'autres marqueurs de neurotoxicité serait intéressant afin de mieux appréhender des effets de la contamination chimique sur les organismes.

L'inhibition de l'activité enzymatique AChE observée sur divers organismes prélevés dans l'estuaire de la Seine tend à montrer une exposition à des substances neurotoxiques dans tous les secteurs de l'estuaire. L'exposition à ces substances se poursuit dans la baie, au niveau du panache de la Seine. De plus, ce marqueur semble être utilisable sur de nombreux organismes le long de la chaîne trophique (crustacés, annélides, poissons...), à l'exception des dreissènes (Figure 18).

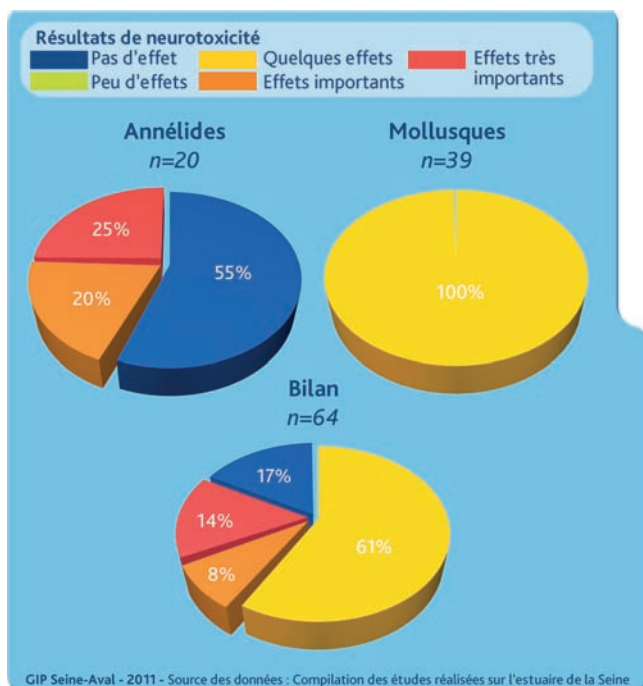


Figure 18 : Résultats des analyses de neurotoxicité in situ en fonction des groupes d'organismes.

3. Pathogénicité et effets sur le système immunitaire

3.1 Généralités

Même s'ils présentent des systèmes immunitaires très différents, les vertébrés et les invertébrés possèdent deux types d'immunité : l'immunité spécifique (reconnaissance spécifique d'un antigène* bactérien ou viral) et l'immunité non spécifique (cellules circulantes ou propres à certains organes éliminant les corps étrangers à l'organisme, soit par phagocytose, soit par réaction inflammatoire). Les effets toxiques sur la physiologie des organismes peuvent interférer avec les réactions immunitaires et provoquer une immunodépression ou, au contraire, stimuler le système immunitaire et provoquer une hypersensibilité (réaction démesurée face aux substances étrangères qui pénètrent dans l'organisme, même si elles ne présentent pas un réel danger). L'immunodépression (ou immunodéficiences) correspond à une diminution de l'efficacité du système immunitaire, se traduisant par une baisse de la résistance des organismes aux infections microbiennes, virales et fongiques et par l'accroissement de l'incidence de cancers. L'immunosuppression (suppression totale de défenses immunitaires) représente un cas extrême d'immunodépression (Ramade, 2007).

Les principales substances responsables de perturbations du système immunitaire sont les PCB, certains insecticides organochlorés tels que le DDT, les HAP, les organoétains, les PBDE, les perchlorés, ainsi que certains métaux lourds. Les substances médicamenteuses et les perturbateurs thyroïdiens peuvent également interférer avec le système immunitaire.

3.2 Le cas de l'estuaire de la Seine

Très peu d'études portent sur les effets immunotoxiques liés à la contamination dans l'estuaire de la Seine. Cachot (1998) a montré que 2 à 4% des flets prélevés à l'embouchure de la Seine présentent des ulcérations cutanées (lésion nécrotique, hémorragique et congestive généralement circulaire qui atteint l'épiderme, le derme et parfois les muscles). Néanmoins, l'absence de site de référence ne permet pas de savoir si ces proportions sont anormales. Au niveau de l'estuaire moyen (zone située entre Vieux-Port et Honfleur), 15% des flets sont atteints de lymphocystis* (Figure 19, Figure 20), sachant que les femelles représentent 70% des captures sur ce secteur et qu'elles sont 3,5 fois plus touchées que les mâles par cette pathologie (Figure 21). De plus, les individus âgés sont six fois plus touchés que les juvéniles, certainement à cause d'une exposition beaucoup plus longue.

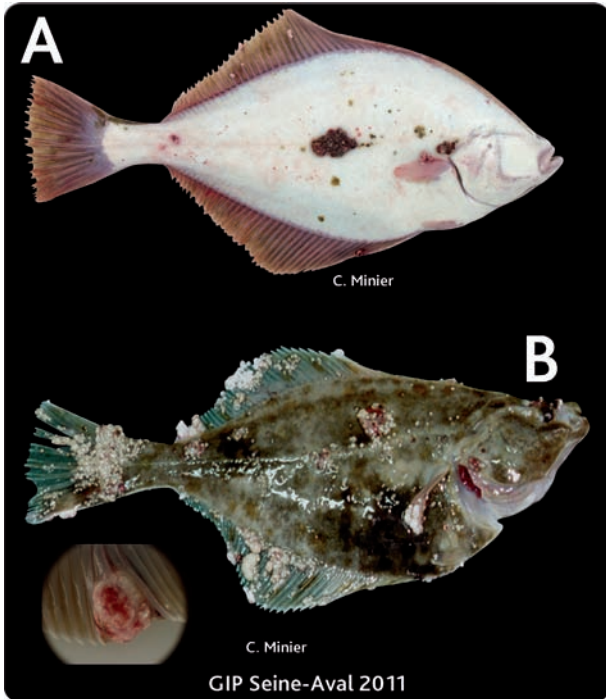


Figure 19 : A : Flet atteint de lymphocystis et de nécroses cutanées. B : Flet atteint de lymphocystis.

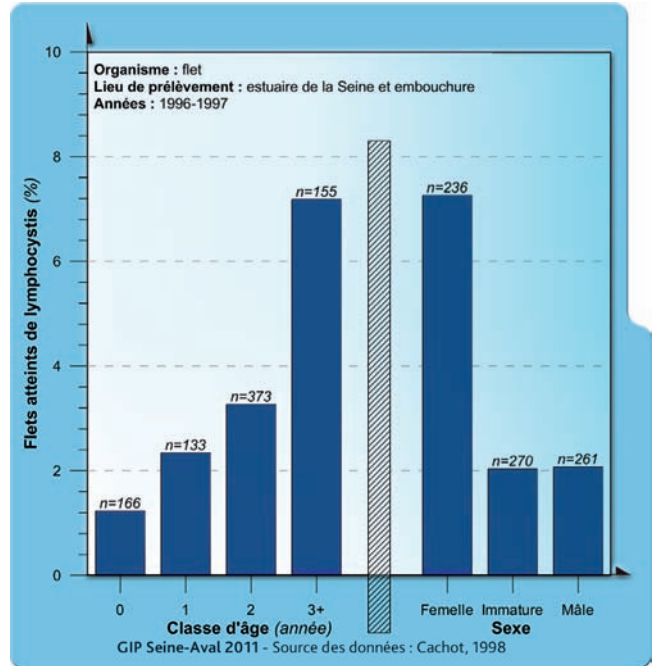


Figure 21 : Fréquence des flets atteints de lymphocystis en fonction de leur âge et de leur sexe.

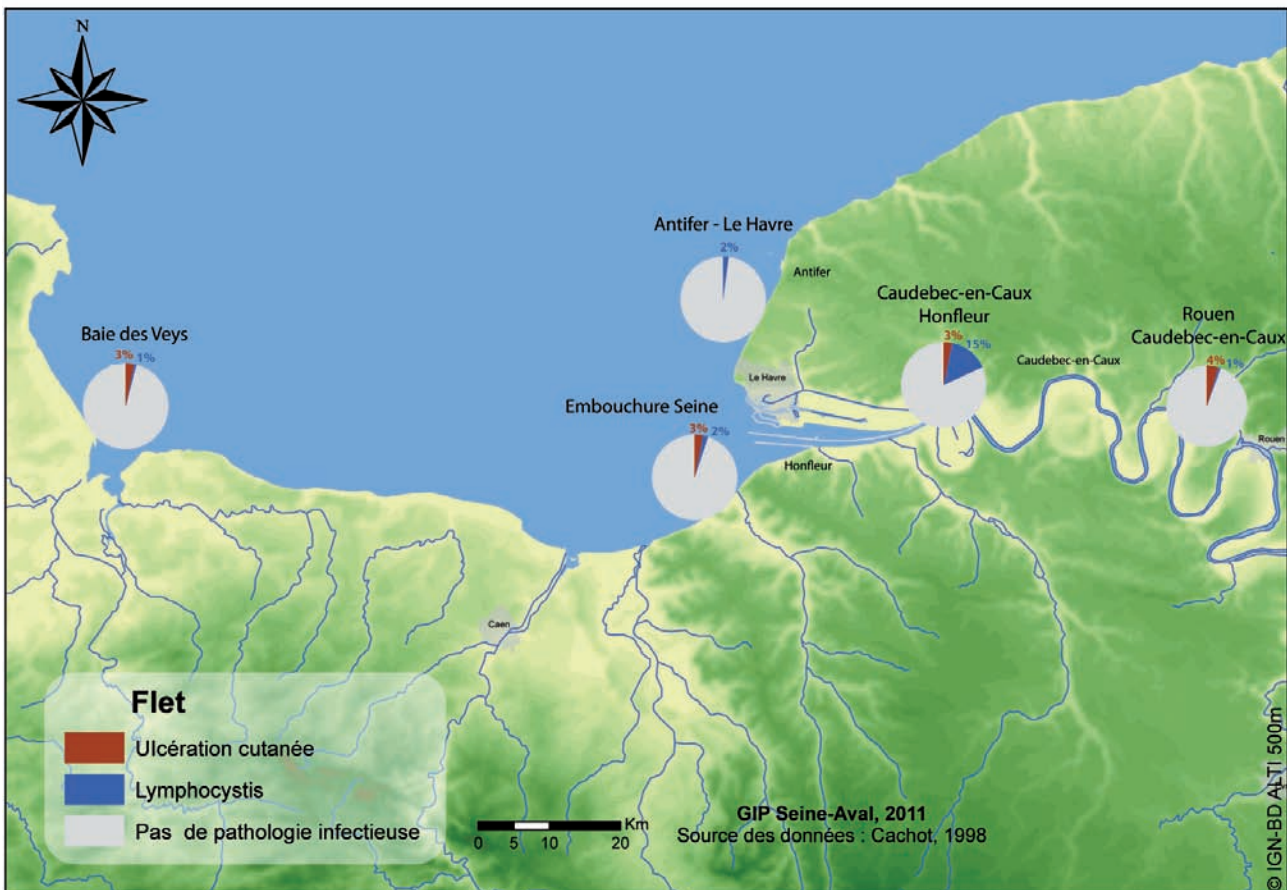


Figure 20 : Proportion de flets (prélevés d'avril 1996 à juin 1997) atteints d'ulcères cutanés et de lymphocystis en estuaire et baie de Seine.

3.3 Bilan

Les organismes présents dans l'estuaire de la Seine sont affectés par des infections bactériennes ou virales. Cependant, très peu d'études se sont intéressées aux perturbations du système immunitaire en lien avec la contamination chimique dans l'estuaire de la Seine, il est donc difficile de déterminer une tendance quant aux effets immunotoxiques.

4. Effets physiotoxicologiques

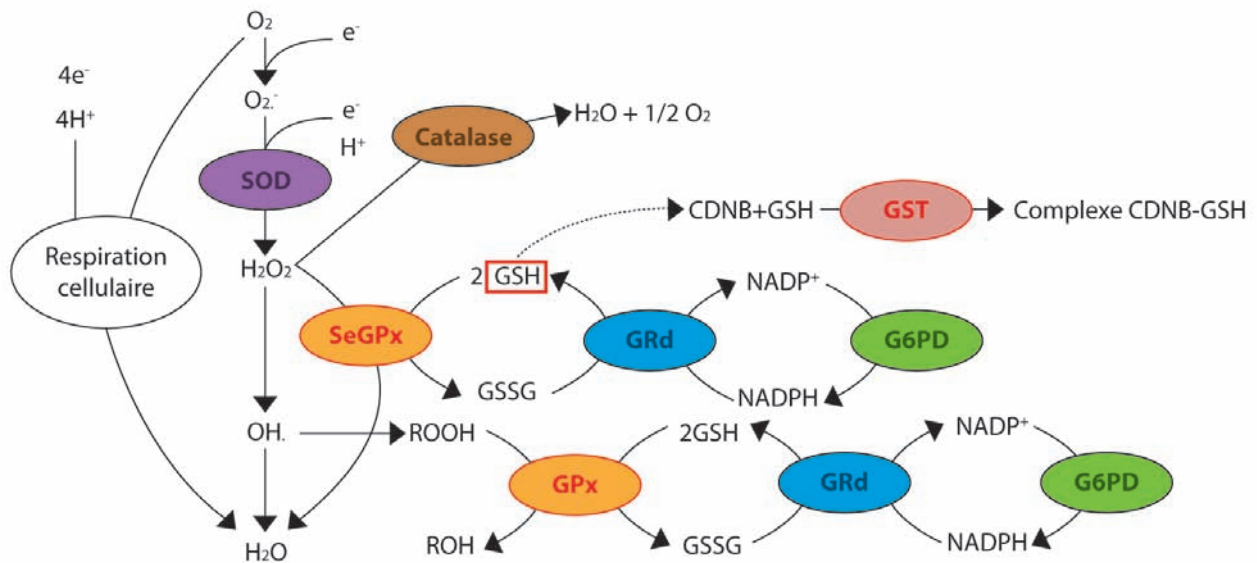
4.1 Généralités

Les contaminants chimiques peuvent être responsables d'effets physiotoxicologiques qui sont des modifications du fonctionnement des organes, des tissus, des cellules et des composants cellulaires chez les organismes exposés.

Les biomarqueurs de physiotoxicité sont souvent utilisés pour détecter l'exposition présente ou passée des organismes à des contaminants. Ils sont nombreux, car le mode d'action et les cibles des contaminants chimiques sont très diversifiés.

Lorsqu'un organisme est exposé à des substances chimiques, il va mettre en place différents processus afin d'éviter ou de limiter les dommages liés à la présence de ces substances. Tout d'abord, certaines protéines

dites de résistance multixénobiotique (MultiXenobiotic Resistance, MXR) vont avoir pour rôle de limiter la pénétration des substances chimiques dans les cellules (Jaouen-Madoulet, 2000). Ensuite, afin de réduire la toxicité des molécules présentes dans l'organisme, celui-ci met en place des systèmes de détoxification, permettant d'éliminer les molécules ou de les dégrader en métabolites plus facilement éliminables. Cependant, les métabolites sont parfois plus toxiques que les molécules dont ils sont issus, c'est le cas des métabolites du B(a)P chez les poissons par exemple. Chez les invertébrés, le lieu privilégié de métabolisation* des xénobiotiques est l'hépatopancréas, alors que chez les vertébrés, ces réactions se déroulent principalement dans le foie. L'éthoxyrésorufine-o-dééthylase (EROD) chez les vertébrés et l'enzyme de métabolisation du B(a)P, la benzo(a)pyrène hydroxylase (BaPH), chez les mollusques, sont deux enzymes particulièrement induites par des polluants organiques persistants, tels que les composés organochlorés et les HAP. Ces activités EROD et BaPH sont utilisées comme biomarqueurs d'exposition. D'autres marqueurs comme la glutathion-S-transférase (GST), la catalase ou la superoxyde dismutase (SOD) interviennent dans les processus anti-oxydants, c'est-à-dire qu'elles vont contribuer à l'élimination des radicaux libres produits lors de l'exposition à des substances chimiques (Figure 22). Leur dosage va donc permettre de détecter si les organismes sont exposés à des contaminants chimiques.



GIP Seine-Aval, 2011 – Source des données : Modifié d'après Leguille-Cossu, 1996

Figure 22 : Action des enzymes anti-oxydantes dans la lutte contre les espèces radicalaires. Le 1-chloro-2,4-dinitrobenzène (CDNB) est un radical organique issu ou précurseur de l'activité des ROS (Reactive oxygen species). ROOH = peroxyde organique, ROH = un alcool, GSH = glutathion réduit, GSSG = glutathion oxydé (disulfure de glutathion), e^- = électron, H^+ = proton, H_2O_2 = peroxyde d'hydrogène, OH. = radical hydroxyl (radical libre le plus réactif), O_2^- = radical superoxyde, GST = Glutathion-S-transférase, SOD = superoxyde dismutase, GPx = Glutathion peroxydase, SeGPx = Glutathion peroxydase sélénium dépendante, GRd = Glutathion réductase, G6PD = glutathion-6-phosphate déshydrogénase.

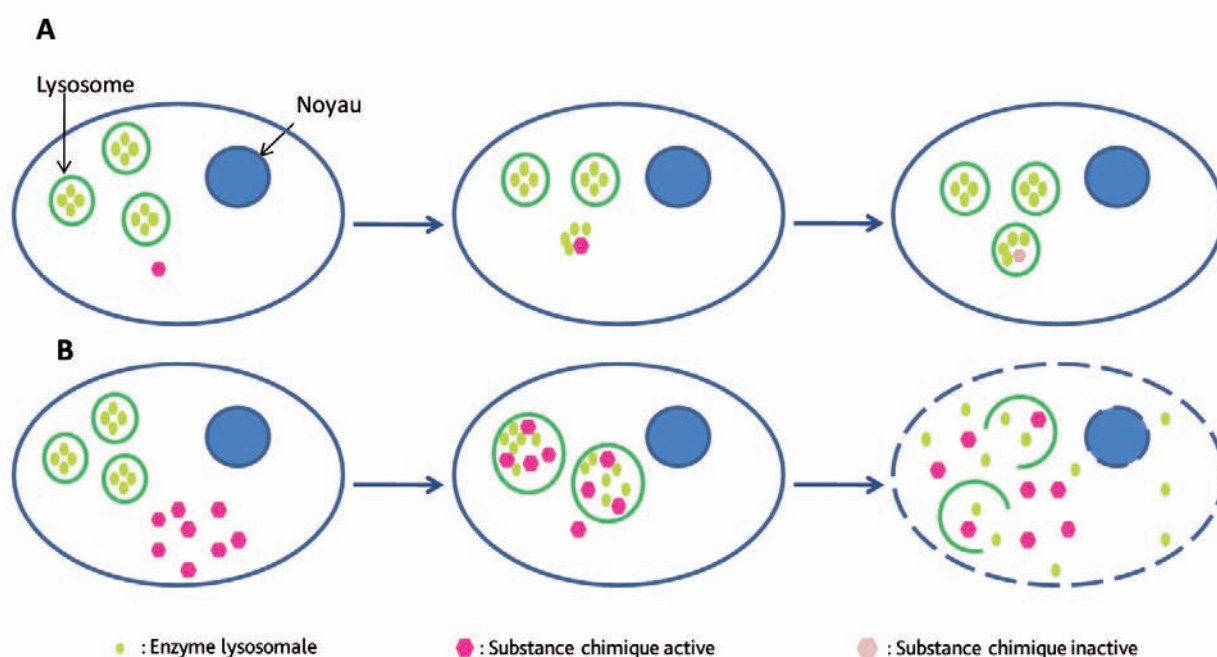
Tableau 4 : Principaux biomarqueurs de toxicité physiologique étudiés dans l'estuaire de la Seine.

Effets	Biomarqueurs	Substances	Organismes
Limiter l'accumulation des substances	MXR		Vertébrés, invertébrés
Détoxification	EROD	HAP	Vertébrés
	BaPH		Invertébrés
	Cytochrome P450	Organochlorés	Vertébrés, invertébrés
	GST, SOD, Catalase, GPx, GRd		Vertébrés, invertébrés
	Métallothionéines, granules métalliques	Métaux lourds	Vertébrés, invertébrés
Réserves énergétiques	Lipides, protéines, glycogènes		Vertébrés, invertébrés
Réponse globale	Expressions protéiques		Vertébrés, invertébrés

Les métallothionéines sont des protéines qui régulent l'homéostasie des métaux essentiels (cuivre, zinc, etc.) et qui assurent la détoxification des métaux non essentiels (cadmium, plomb, etc.). Elles peuvent être induites chez certains organismes soumis à la contamination chimique (Roméo *et al.*, 2009). Chez les moules, un des principaux moyens de défense face à la contamination chimique est la dégradation des substances toxiques par les enzymes lysosomales. Cependant, lors d'un stress chimique, l'entrée de molécules toxiques dans la cellule va déstabiliser les lysosomes* et leurs membranes vont être altérées ; les enzymes contenus dans les lysosomes vont alors être libérées dans le cytoplasme et dégrader les différents constituants cellulaires, ce qui peut conduire

à la mort cellulaire (Figure 23). Le degré d'altération de la membrane lysosomale peut donc être utilisé comme biomarqueur de la contamination chimique (Jaouen-Madoulet, 2000).

Les organismes exposés à la contamination chimique vont utiliser de l'énergie pour limiter l'altération physiologique causée par les substances présentes dans le milieu. Ainsi, la quantité d'énergie disponible pour assurer les fonctions vitales de l'organisme va être moins importante que chez des organismes non exposés. Le dosage des réserves énergétiques (protéines, glycogène et lipides) allouées aux différentes fonctions de l'organisme va donc renseigner sur l'état physiologique global des animaux.



GIP Seine-Aval, 2011

Figure 23 : Fonctionnement des lysosomes dans une cellule. A : face à une substance chimique, B : face à un stress chimique.

4.2 Le cas de l'estuaire de la Seine

Activité EROD

Des flets ont été échantillonnés à différentes stations de l'embouchure de la Seine (Honfleur, Tancarville, Fosse Sud, La Carosse et Antifer ; Burgeot *et al.*, 1997). L'activité EROD mesurée dans les foies de ces flets décroît d'Honfleur à La Carosse, ce qui suggère une diminution de l'exposition des poissons de l'amont vers l'aval de l'embouchure certainement due à la dilution des contaminants dans les eaux marines.

Chez la limande (Budzinski *et al.*, 2008), il apparaît que l'activité EROD est plus importante à l'embouchure que dans la baie orientale.

Une autre étude montre qu'il existe une corrélation entre la concentration en PCB et l'activité EROD chez des plies (*Pleuronectes platessa* ; Linné, 1758) prélevées en baie de Seine (Galgani *et al.*, 1991). Cette même étude met en évidence une diminution de l'activité EROD, chez des callionymes (*Callionymus lyra* ; Linné, 1758), de l'embouchure vers le large. Jaouen-Madoulet (2000) s'est intéressée à la contribution relative des PCB et des HAP au potentiel total d'induction de l'activité EROD dans les différents compartiments des réseaux trophiques du bar et du flet dans l'estuaire de la Seine.

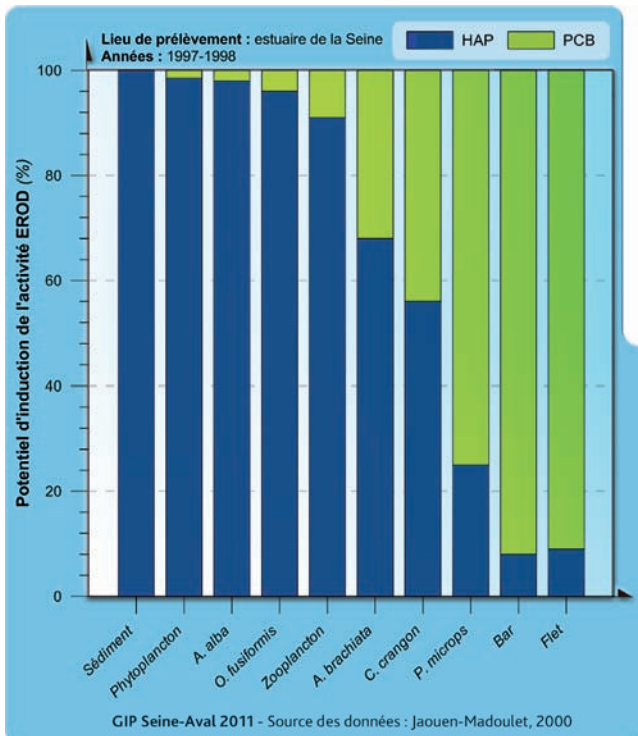


Figure 24 : Contribution relative des PCB et des HAP au potentiel total d'induction de l'activité EROD dans les différents compartiments des réseaux trophiques du bar et du flet dans l'estuaire de la Seine.

Cette étude révèle que pour les maillons à la base de la pyramide trophique, les HAP sont les principaux responsables de la toxicité potentielle totale, alors que pour les maillons du sommet de la pyramide trophique, ce sont les PCB (Figure 24). Ce résultat s'explique par le fait que les animaux correspondant aux niveaux trophiques élevés (vertébrés) métabolisent efficacement les HAP alors que ceux des premiers niveaux trophiques (invertébrés) possèdent des mécanismes de détoxification beaucoup moins efficaces. Ce résultat met en évidence le comportement opposé de ces deux familles de contaminants à savoir le caractère bioaccumulable des PCB le long de la chaîne trophique contrairement aux HAP qui sont plus facilement biotransformés.

Activité des enzymes anti-oxydantes

Chez des *H. diversicolor* échantillonnées dans l'estuaire de l'Authie (site de référence situé dans la Somme) et dans l'estuaire de la Seine (au niveau du Pont de Normandie), l'activité GST est plus importante pour les vers de la Seine que pour ceux de l'Authie, moins exposés à la contamination chimique (Durou, 2006, Roméo *et al.*, 2009).

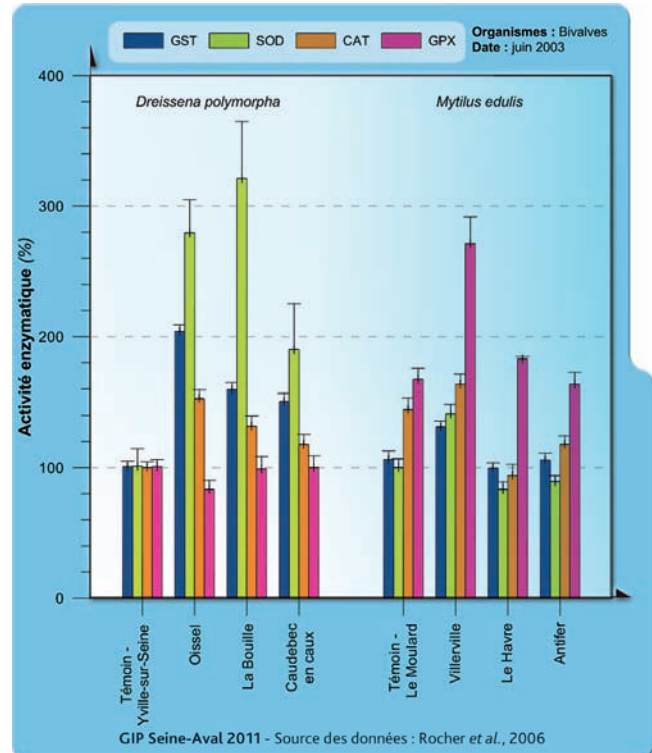


Figure 25 : Activités enzymatiques mesurées sur moules et dreissènes collectées en estuaire et baie de Seine en juin 2003. Les activités superoxyde dismutase (SOD), Catalase (CAT), Glutathion peroxydase (GPx) et Glutathion-S-transférase (GST) ont été dosées sur des extraits protéiques de branchies. Les activités sont exprimées en % par rapport aux sites témoins à savoir Yville/Seine pour les dreissènes et Le Moulard pour les moules bleues.

Chez les dreissènes (Rocher *et al.*, 2006), les activités GST et SOD des individus échantillonnés entre Oissel et Caudebec-en-Caux sont supérieures aux activités du site de référence (Figure 25). Pour les moules bleues (Rocher *et al.*, 2006), seuls les individus de Villerville présentent une différence significative avec le site témoin pour ces deux enzymes. Pour la catalase, les résultats sont différents. En effet, l'étude ne révèle aucune différence entre les activités des individus provenant de l'estuaire ou de la baie et ceux des sites de référence, que ce soit pour les moules bleues ou pour les dreissènes.

Stabilité lysosomale

Dans l'estuaire de la Seine, la stabilité lysosomale a été étudiée à trois reprises sur les dreissènes (Minier *et al.*, 1998, Jaouen-Madoulet, 2000, Minier *et al.*, 2006). Cependant, pour les trois études, une forte variabilité interindividuelle rend les interprétations difficiles (Figure 26).

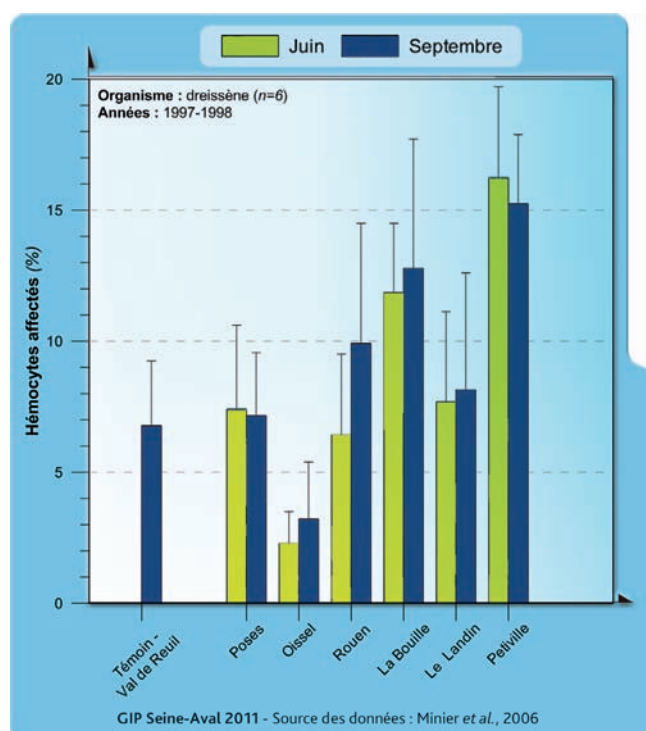


Figure 26 : Stabilité lysosomale de dreissènes échantillonnées dans l'estuaire de la Seine.

Réserves énergétiques

Le dosage des réserves énergétiques a été réalisé sur des *H. diversicolor* (Durou, 2006, Durou *et al.*, 2007). Les prélèvements réalisés sur deux estuaires, la Seine (au niveau du Pont de Normandie) et l'Authie (site de

référence), révèlent que pour des individus de même taille, les réserves en lipides, glycogène et protéines sont identiques entre les deux sites (Tableau 5). La différence entre l'estuaire de la Seine et l'estuaire de l'Authie serait une utilisation différente des ressources. Les individus du site non contaminé utiliseraient leurs réserves énergétiques pour grandir et se reproduire alors que les individus de la Seine utiliseraient une partie de leur énergie pour lutter contre les effets liés à l'exposition aux contaminants et la quantité d'énergie allouée à la croissance serait plus faible, d'où la présence d'individus plus petits dans la Seine.

Tableau 5 : Masse, concentrations en glycogène et lipides (moyenne \pm écart-type, N=20) des spécimens collectés sur les estuaires de l'Authie et de la Seine au cours de l'année 2002 (Durou, 2006).

Période de prélèvement	Authie			Seine		
	Masse (mg)	Glycogène (mg/g)	Lipides (mg/g)	Masse (mg)	Glycogène (mg/g)	Lipides (mg/g)
Février	514 \pm 138	8,7 \pm 4,1	9,4 \pm 2,5	98 \pm 31	5,0 \pm 1,9	5,5 \pm 2,3
Avril	600 \pm 168	16,5 \pm 3,7	12,9 \pm 3,6	113 \pm 21	5,0 \pm 1,4	4,0 \pm 2,2
Juillet	539 \pm 144	16,3 \pm 5,1	10,7 \pm 3,2	137 \pm 31	9,5 \pm 2,0	6,5 \pm 2,7
Septembre	412 \pm 75	12,6 \pm 3,1	7,3 \pm 1,3	130 \pm 25	4,5 \pm 1,2	4,1 \pm 1,2

En baie de Seine, les réserves énergétiques ont également été mesurées sur les bivalves scrobiculaires (*Scrobicularia plana*; Da Costa, 1778), mais les résultats sont moins concluants (Mouneyrac *et al.*, 2008).

Protéomes et transcriptomes

Les organismes mettent en place de nombreux mécanismes afin de lutter contre la contamination chimique du milieu. Les protéines sont les principaux acteurs de ces changements physiologiques. Certaines études se sont donc intéressées au protéome (profil d'expression des protéines dans une cellule ou un groupe de cellules), ce qui permet d'avoir une vision d'ensemble des modifications qui apparaissent lors de l'exposition des organismes à un stress. Ainsi, chez *E. affinis* exposé en laboratoire à différentes substances toxiques (à des concentrations environnementales), certaines protéines sont sur-exprimées et d'autres sont réprimées. Ces protéines sur- ou sous-exprimées sont généralement impliquées dans le métabolisme énergétique, la gestion du stress, la régulation du cycle cellulaire, la régulation des concentrations cellulaires en ions calcium (Ca^{2+}), la détoxification et la protection de l'intégrité cellulaire. Tous ces mécanismes sont impliqués dans la lutte contre la contamination (Cailleaud *et al.*, 2005). Les mêmes observations ont été effectuées chez la moule bleue (Letendre, 2009; Figure 27). D'autres études sont basées sur la transcriptomique chez ces deux bivalves, c'est-à-dire sur l'étude de l'expression des

ARN messagers lors de la transcription du génome. Ainsi, certains transcrits apparaissent régulés positivement et d'autres négativement par la contamination chimique. Ces transcrits codent notamment pour des protéines de transport (détoxication et excrétion), des protéines impliquées dans l'endocytose et dans le métabolisme énergétique (Danger et Masson, 2003).

4.3 Bilan

Les biomarqueurs de physiotoxicité sont pour la plupart des biomarqueurs d'exposition et révèlent la mise en place de mécanismes de défense contre des substances chimiques, confirmant que les organismes prélevés dans l'estuaire sont exposés à des contaminants. Cependant, cette exposition n'implique pas obligatoirement des conséquences sur l'état de santé de ces organismes.

L'analyse des transcriptomes, des protéomes et des métabolomes est intéressante pour détecter les différents mécanismes déployés par les organismes pour faire face à la contamination (mécanismes qui pourront éventuellement être utilisés par la suite comme marqueurs d'exposition ou d'effets de la contamination) sans être influencé par les connaissances déjà acquises sur le fonctionnement physiologique des organismes.

Des effets physiologiques sont observés pour la moitié des résultats obtenus sur l'estuaire de la Seine hormis à l'amont de Rouen où les effets sont moindres (Figure 28).

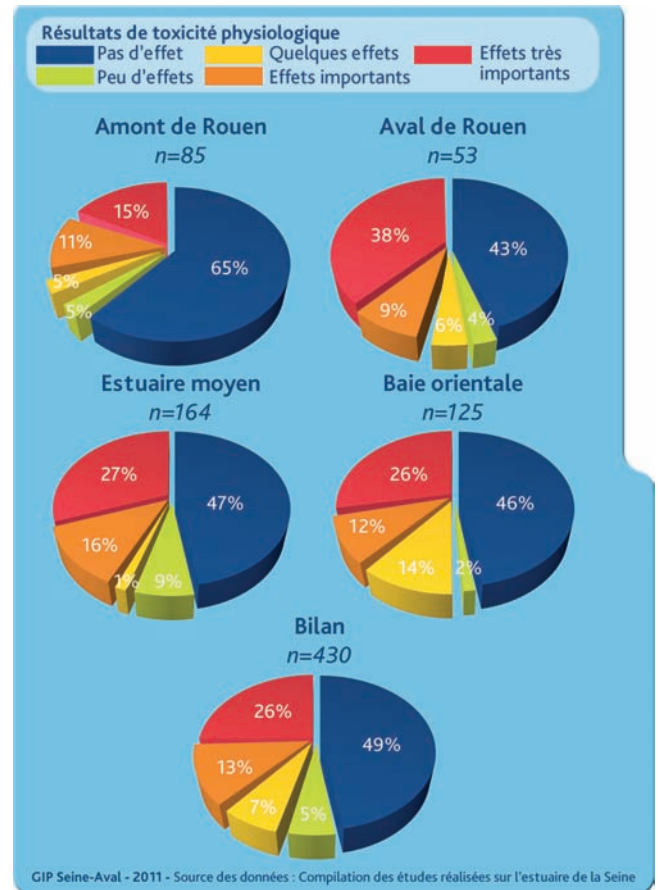


Figure 28 : Résultats des analyses de toxicité physiologiques in situ en fonction des secteurs de l'estuaire.

Les poissons semblent plus affectés par ces effets physiologiques que les annélides ou les mollusques

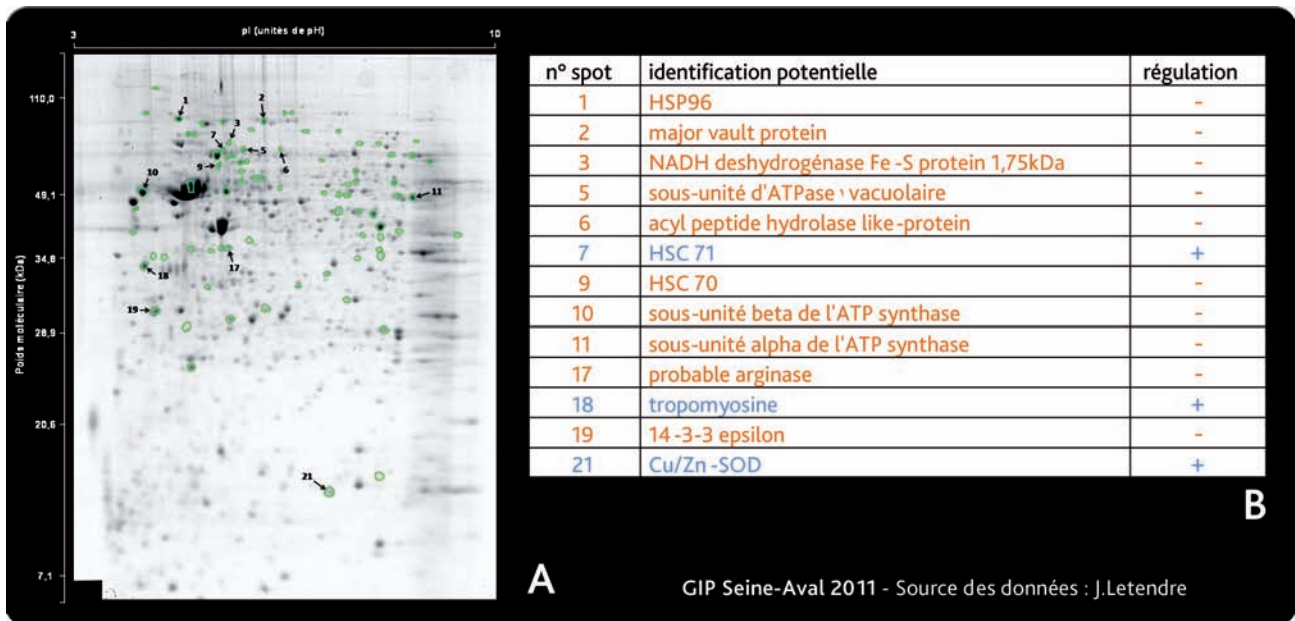


Figure 27 : (A) Empreinte protéomique de branchies de moules bleues en émergence. Les spots entourés en vert présentent une différence significative d'expression entre le site contaminé (Le Havre) et le site de référence (Yport). (B) Protéines identifiées correspondant aux spots numérotés, les + et - représentent la régulation au Havre par rapport à Yport. L'étude a été réalisée entre octobre 2004 et juillet 2006. HSP = Heat Shock Proteins, NADH = nicotinamide adenine dinucleotide, HSC = Heat Shock Cognate, ATP = adénosine triphosphate (Letendre, 2009).

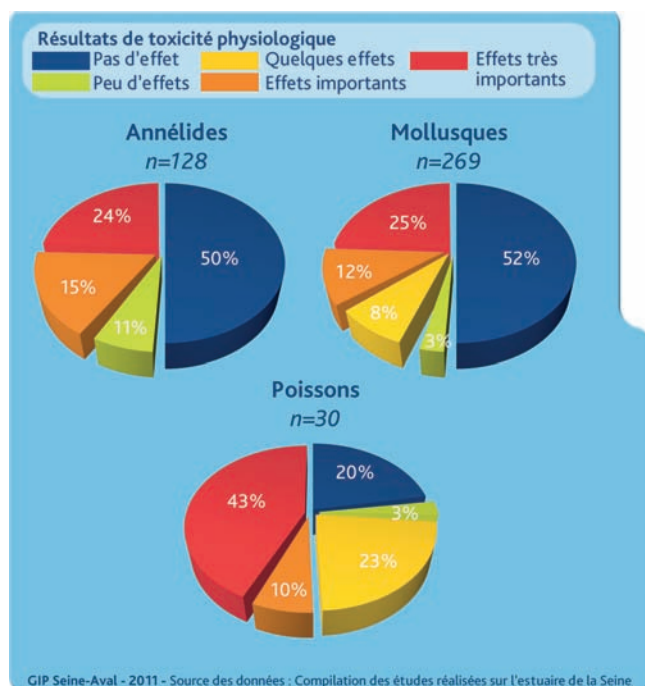


Figure 29 : Résultats des analyses de toxicité physiologique *in situ* en fonction des groupes d'organismes.

(Figure 29), cependant, le nombre de données est plus faible pour ce groupe d'organismes.

5. Perturbations endocriniennes, effets sur la reproduction et le développement

5.1 Généralités

Le système endocrinien permet de réguler, grâce à des médiateurs chimiques appelés hormones, l'activité métabolique, la reproduction, le développement et le comportement des organismes pluricellulaires. Ce système, particulièrement sensible (les hormones agissent à des concentrations inférieures au nmole/L), peut être affecté par des perturbateurs endocriniens. Selon un rapport européen, 553 substances chimiques présentent un potentiel de perturbation endocrinienne (BKH Consulting Engineers, 2000).

Les perturbateurs endocriniens peuvent avoir des effets importants sur la reproduction en affectant la gamétogénèse, le développement des organes reproducteurs, la détermination du sexe, le succès reproducteur ou le comportement des organismes. Ils peuvent aussi être des promoteurs de tumeurs et être à l'origine de cancers.

Lorsque les organismes sont exposés à la contamination chimique pendant l'incubation ou la gestation, le développement de l'embryon peut être affecté. Les substances responsables de ces perturbations sont dites embryotoxiques. En outre, lorsque les contaminants

provoquent des malformations de l'embryon (malformations corporelles ou de certains organes), il est alors question de substances tératogènes. La tératogénèse* peut provoquer une diminution de la viabilité ainsi que du potentiel reproducteur des individus affectés.

Le système nerveux peut également contrôler le système endocrinien, ainsi certaines substances neurotoxiques peuvent altérer la sécrétion des hormones sexuelles.

Il existe plusieurs marqueurs pour rendre compte des effets de la contamination chimique sur la reproduction.

Le dosage d'hormones (progestérone, 17β œstradiol, testostérone, etc.) et de protéines impliquées dans la reproduction (vitellogénine, etc.), l'observation de la gamétogénèse (processus de formation des gamètes) ainsi que l'état de maturation des gonades sont des biomarqueurs régulièrement utilisés. Après comparaison de ces mêmes biomarqueurs sur des animaux échantillonnés sur un site de référence non contaminé, il est possible de détecter les décalages temporels de la reproduction des organismes. L'indice gonadosomatique, qui correspond au rapport entre la masse des gonades et la masse de l'organisme, permet de renseigner la fertilité des individus. La fécondité peut être évaluée en dénombrant les oocytes (fécondité globale) et en rapportant cette valeur à la masse des femelles (fécondité relative).

L'effet de perturbateur endocrinien le plus documenté correspond au phénomène de l'imposex issue de l'exposition au tributylétain (TBT). Chez la nucelle (*Nucella lapilus* : Figure 30), l'imposex se traduit par la présence d'un organe reproducteur mâle chez les femelles (Figure 31). Le développement du pénis est découpé en six stades, et l'intensité de l'imposex (le stade de développement arboré par les individus), renseigne sur l'intensité de la contamination du milieu dans lequel vivent les nuelles échantillonnées.



GIP Seine-Aval 2011 - Source des données : M. Huet

Figure 30 : *Nucella lapilus* (la nucelle).

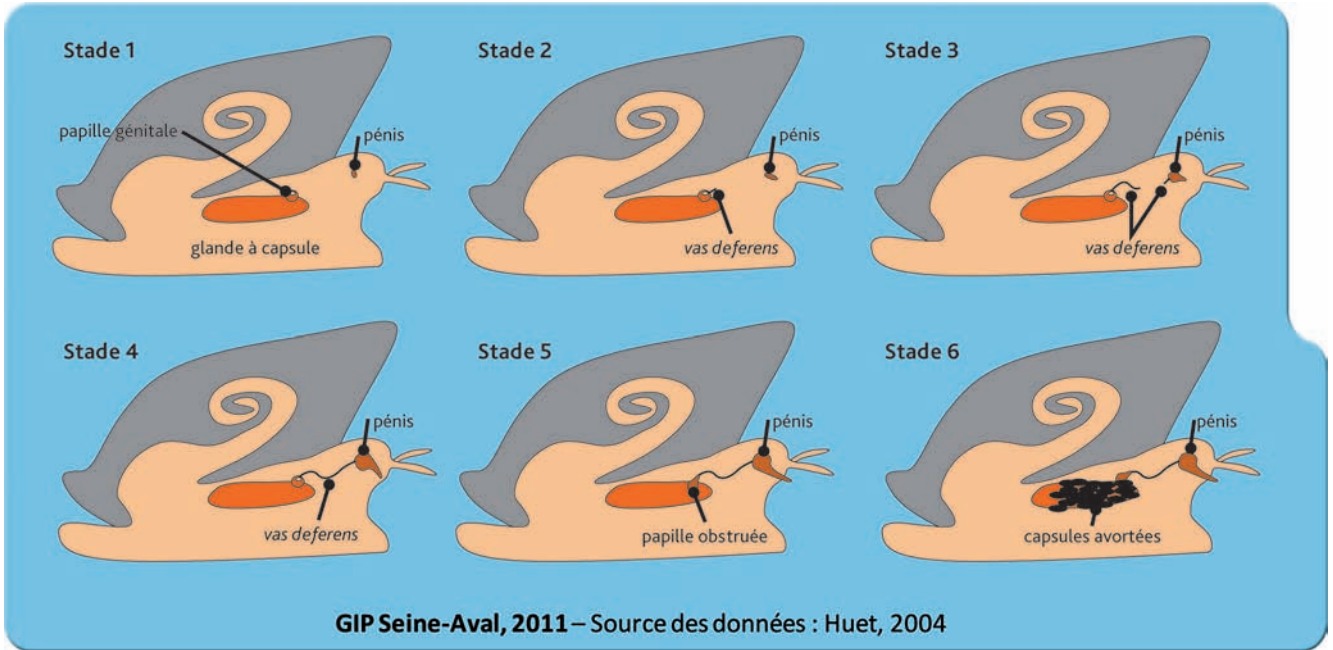


Figure 31 : Les 6 stades d'évolution de l'imposex chez la nucelle.

A travers le monde, plus de 150 espèces de gastéropodes sont touchées par ce phénomène responsable d'extinctions d'espèces locales.

Les pesticides organochlorés (DDT, DDE et DDD) ont de graves conséquences sur la reproduction des oiseaux, notamment les oiseaux marins tels que les pélicans, les sternes et les goélands argentés. En effet, un amincissement de la coquille des œufs de ces oiseaux a été observé, sur le littoral hollandais et dans les Grands Lacs canadiens, réduisant ainsi le succès d'éclosion et provoquant un déclin des populations de ces espèces. Ces substances sont aujourd'hui interdites, mais encore présentes dans l'environnement.

5.2 Le cas de l'estuaire de la Seine

Les macroalgues

Une étude sur les macroalgues (Quiniou *et al.*, 2002) a révélé que la germination est inhibée pour des embryons de fucus (*Fucus vesiculosus* et *Fucus serratus*) exposés à un échantillon d'eau de la Seine brute (échantillons d'eau provenant de La Bouille, Poses et Caudebec-en-Caux). Il a également été montré que les eaux prélevées à La Bouille et à Poses, testées à la dilution 20%, inhibent fortement la germination des fucus finistériens alors que les fucus de l'estuaire de la Seine voient leur taux de germination activé. Les fucus de l'estuaire de la Seine peuvent avoir acquis une résistance particulière aux eaux de la Seine.

Cette étude montre également que les eaux de l'estuaire de la Seine activent la germination et la croissance des algues vertes (*Enteromorpha sp.*). Elles doivent donc trouver dans ces eaux des éléments nutritifs propices à leur développement.

Tableau 6 : Principaux biomarqueurs d'effets sur la reproduction et le développement étudiés dans l'estuaire de la Seine.

Effets	Biomarqueurs
Dérèglement hormonal	Vitellogénine, progestérone, 17 β oestradiol, testostérone, aromatase
Perturbation du cycle de reproduction	Gamétogénèse, maturation des gonades
Perturbation du développement d'organes reproducteurs	Imposex, intersex
Fertilité	Indice gonado-somatique, nombre d'oocytes, nombre d'oocytes/masse de l'individu
Embryotoxicité	Malformation, mortalité embryonnaire

La nucelle

L'étude menée par le Réseau National d'Observation (RNO) sur le littoral haut-normand montre que quasiment toutes les femelles présentent un imposex au stade 4, et que sur certaines stations, quelques femelles sont stériles (Figure 32). L'exposition au TBT est donc importante sur cette portion du littoral, ce qui est confirmé par des dosages de TBT dans les moules (AESN, 2008).

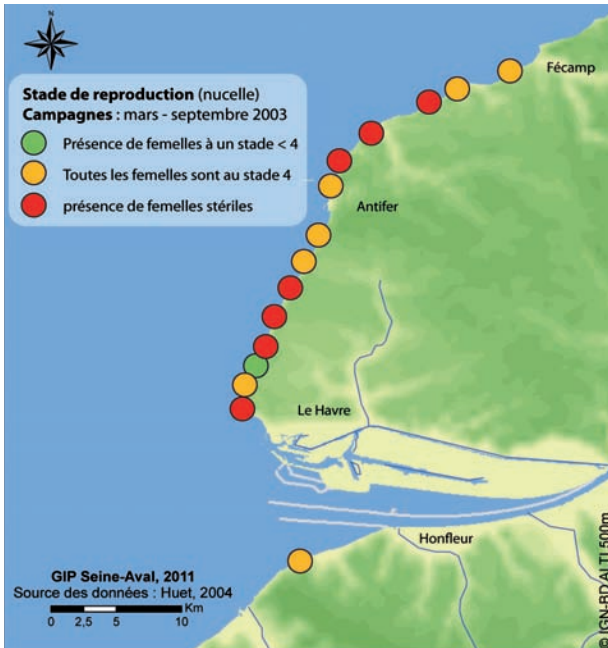


Figure 32 : Intensité de l'imposex sur des nucelles.

La présence du panache de la Seine ainsi que des ports du Havre, d'Antifer et de Fécamp pourrait expliquer ces résultats (Huet, 2004).

Hediste diversicolor

Durou (2006) a montré un retard dans la reproduction des *H. diversicolor* et une période de reproduction moins étendue dans l'estuaire de la Seine par rapport à l'estuaire de l'Authie (site de référence situé dans la Somme). La fécondité relative de cette espèce est similaire entre les deux sites, voire supérieure dans l'estuaire de la Seine. Cependant, les femelles de la Seine étant moins grosses que celles de l'Authie, et le nombre d'oocytes étant fortement dépendant de la taille des organismes, la fécondité globale est plus faible dans l'estuaire de la Seine que dans celui de l'Authie. Ceci induit un nombre d'œufs, un recrutement et donc une densité de population plus faible dans la Seine (Figure 33).

Les bivalves

L'étude de Minier *et al.*, (2005) montre que la dreissène présente un décalage de maturation sexuelle en amont de Rouen par rapport au site témoin (Yville-sur-Seine). Cachot *et al.*, (2004) font le même constat chez les moules bleues de la baie orientale. Dans cette étude, au moment des prélèvements, les moules bleues du site de référence (Le Moulard) ont terminé leur reproduction, alors

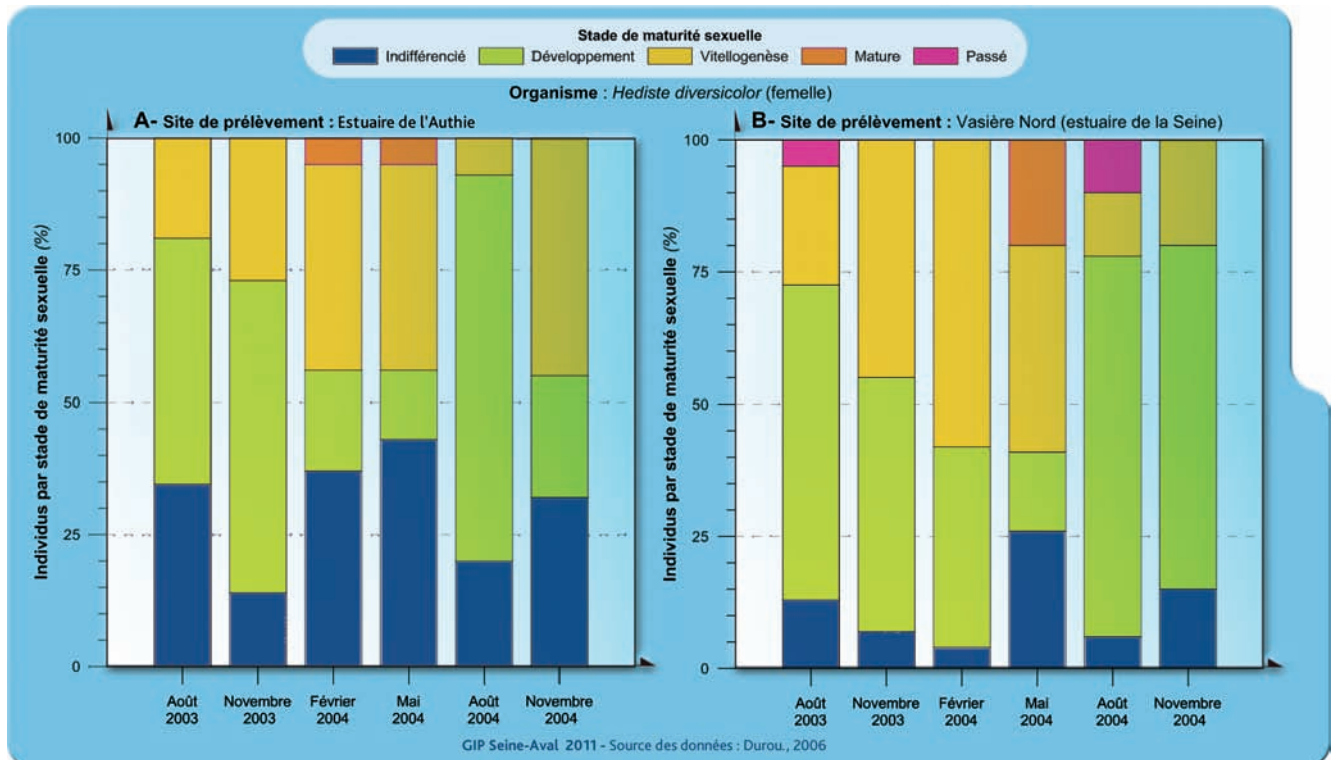


Figure 33 : Variation temporelle des proportions relatives (%) des femelles *Hediste diversicolor* au sein de quatre stades de maturité sexuelle (A) dans l'estuaire de la Seine et (B) dans l'estuaire de l'Authie.

qu'à Villerville et Antifer certains individus sont encore en cours de maturation sexuelle. Le retard le plus important est observé au Havre où, à la même époque, la majorité des individus est encore en cours de maturation.

Les poissons

Chez les poissons, l'analyse histologique des gonades de filets prélevés sur le site de la Fosse Sud (Minier, 2002) révèle que 4% des filets mâles sont intersexués, c'est-à-dire qu'ils présentent des cellules sexuelles femelles au sein de leurs gonades mâles. Cette féminisation n'est observée que dans deux autres estuaires au monde (le Mersey et le Tyne en Angleterre). Aucun événement d'interfécondation n'intervient, car au cours du développement, les cellules femelles dégèrent alors que les cellules sexuelles mâles arrivent à maturité (Figure 34).

De plus, les filets mâles non intersexués présentent des taux de vitellogénine (protéine de l'œuf précurseur du vitellus) anormalement élevés.

Une autre étude menée sur des gardons issus de différentes stations de l'estuaire de la Seine rapporte que 20 % des mâles échantillonnés à Poses sont intersexués (Geraudie, 2009). Il apparaît, en outre, qu'à Poses et Elbeuf, les gonades des individus mâles présentent globalement un retard de développement par rapport au site de référence (Venables). De plus, à Elbeuf, les tissus testiculaires de 42% des individus mâles sont atteints de nécroses. Cependant, l'indice gonado-somatique ne diffère pas entre les sites contaminés (Poses et Elbeuf) et le site de référence.

La reproduction de gardons intersexués est fortement altérée. En effet, la production de gamètes et leur succès reproducteur sont réduits d'un facteur allant jusqu'à 75% (Jobling *et al.*, 2002, Harris *et al.*, 2010).

Des expérimentations sur le développement d'embryons de poissons ont été menées en laboratoire (Cachot *et al.*, 2007). Suite à l'exposition d'œufs de médaka à du benzo(a)pyrène (l'un des HAP les plus toxiques) ou à un extrait organique de sédiment de la Seine (provenant de Oissel), certains embryons présentent une déformation marquée de la colonne vertébrale (Figure 35) ou de la mâchoire, absentes chez les individus témoins. En outre, la mortalité des embryons exposés est supérieure à celle des témoins non exposés. Ces résultats révèlent qu'à des concentrations environnementales en HAP, des effets délétères peuvent être induits sur les premiers stades de développement de poissons avec pour conséquence une réduction de leur survie ou une perturbation de leur développement ou de leur croissance.

5.3 Bilan

Quel que soit le secteur de l'estuaire considéré, les effets sur la reproduction et le développement des animaux (mollusques, annélides, poissons) sont importants. Par ailleurs, ils ont été peu étudiés chez les algues, les invertébrés et les oiseaux.

Ces effets sont visibles à plusieurs niveaux d'organisation biologique (moléculaire, cellulaire, organique), à tous les niveaux de la pyramide trophique et à tous les niveaux taxonomiques*. Les animaux dont la reproduction est la plus affectée semblent être les poissons (presque 75% des résultats mettent en évidence des effets systématiques

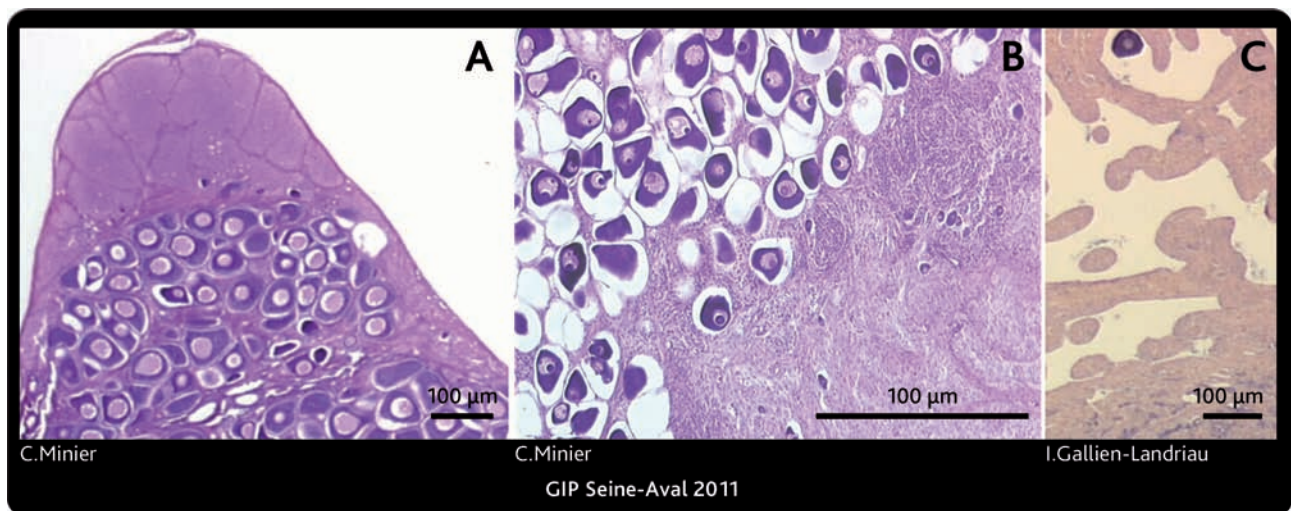


Figure 34 : Coupes histologiques de gonades de filets intersexués obtenues à différentes périodes du cycle de reproduction entre janvier 2000 et septembre 2002. En mai (A), les tissus mâles et femelles apparaissent normaux. En septembre (B), les ovocytes deviennent enkystés tandis que les cellules mâles se développent normalement. En janvier (C), le sperme est formé et des lacunes ne laissent que quelques ovocytes isolés.



Figure 35 : Déformation de la colonne vertébrale chez des médakas âgés de dix semaines. A : *Oryzias latipes* (médaka japonais), B : individu normal, C : individu présentant une lordose sévère.

ou importants chez les poissons), viennent ensuite les mollusques, puis les annélides présentant environ 60% de résultats sans effet (Figure 36).

La reproduction est une phase du cycle de vie des

organismes primordiale pour le maintien des populations, autant chez les végétaux que chez les animaux. Des perturbations au niveau de la reproduction peuvent donc engendrer des déséquilibres au niveau des populations (Figure 37).

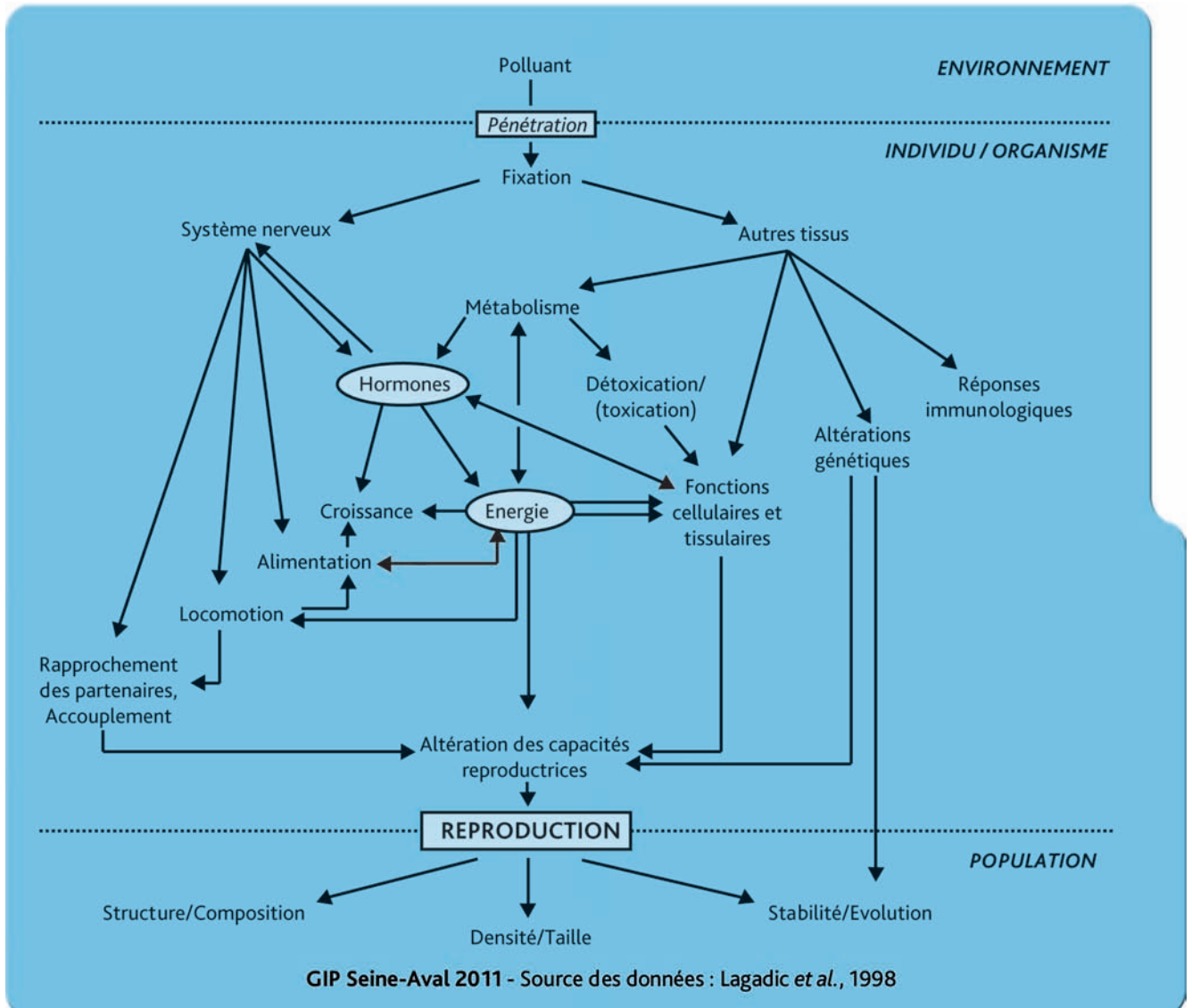


Figure 37 : Impact potentiel de polluants sur la reproduction des animaux via des modifications de la disponibilité en énergie métabolique et du contrôle hormonal.

La contamination chimique de l'estuaire de la Seine

L'estuaire de la Seine est situé à l'exutoire du bassin versant de la Seine et correspond aux 160 derniers kilomètres du fleuve. Il est délimité par le barrage de Poses en amont (barrage le plus en aval sur la Seine et limite d'influence de la marée dynamique), et la partie orientale de la baie de Seine en aval. Outre la métropole parisienne (10 millions d'habitants) qui contribue fortement aux apports amont de contaminants, l'estuaire de la Seine accueille deux agglomérations riveraines majeures : Rouen (400 000 habitants) et Le Havre (250 000 habitants) ; deux ports maritimes d'importance internationale : Rouen et Le Havre ; quatre zones industrielles majeures : Elbeuf, Rouen, Port Jérôme, Le Havre ; et est bordé par de nombreux terrains agricoles. Ces différentes activités (urbaines, industrielles et agricoles) sont autant de sources de contaminants arrivant à l'estuaire.

Les apports naturels en eaux douces à l'estuaire de la Seine ont trois origines : i) les apports amont du fleuve caractérisés par le débit au barrage de Poses ; ii) les apports des affluents présents le long de l'estuaire ; iii) les apports souterrains, et notamment ceux de l'aquifère de la Craie. Depuis les premières mesures en 1941, les valeurs du débit à Poses oscillent autour d'une valeur moyenne annuelle de 435 m³/s (534 m³/s sur les dix dernières années). Les débits minimaux sont généralement observés entre août et octobre (étiages pouvant être inférieurs à 100 m³/s) et les débits maximaux entre janvier et mars (crues pouvant dépasser 2200 m³/s). Par rapport à la surface du bassin versant drainé et aux pressions s'y exerçant, le débit de la Seine est relativement faible, ce qui est un facteur d'explication du niveau important de contamination.

Contamination métallique

Utilisés par l'homme depuis l'antiquité, d'abord pour sa survie, puis son confort et ses loisirs, les métaux comptent de nombreuses et diverses utilisations (alliages, batteries, pigments, pesticides, médicaments, photographie, etc.) responsables de leur large dissémination dans l'environnement. Ce sont également des composants naturels de l'écorce terrestre qui rejoignent l'hydrosphère et la géosphère lors d'épisodes de volcanisme ou d'incendies de forêt. Bien que certains métaux soient indispensables au métabolisme des êtres vivants (par exemple l'arsenic, le chrome, le cuivre, le fer, le nickel et le zinc), ils deviennent toxiques au-delà d'une certaine concentration.

D'autres métaux, tels que le cadmium ou le plomb, ne sont pas nécessaires à la vie et sont toxiques.

La contamination métallique de l'estuaire de la Seine, maximale dans les années 1950 à 1970 a connu une diminution très importante dans les années 1970 et 1980. Cette diminution est actuellement ralentie et les teneurs mesurées se stabilisent à des niveaux proches des bruits de fond naturels.

Ainsi, les teneurs moyennes en argent, arsenic, chrome cuivre et nickel aujourd'hui rencontrées dans les sédiments fins de surface prélevés dans l'estuaire de la Seine sont proches du bruit de fond naturel ; alors que le plomb, le zinc et surtout le cadmium et le mercure peuvent présenter des facteurs d'enrichissement supérieurs à un facteur 10. Spatialement, une décroissance des niveaux de contamination est généralement observée de l'amont de l'estuaire vers l'aval (Figure I).

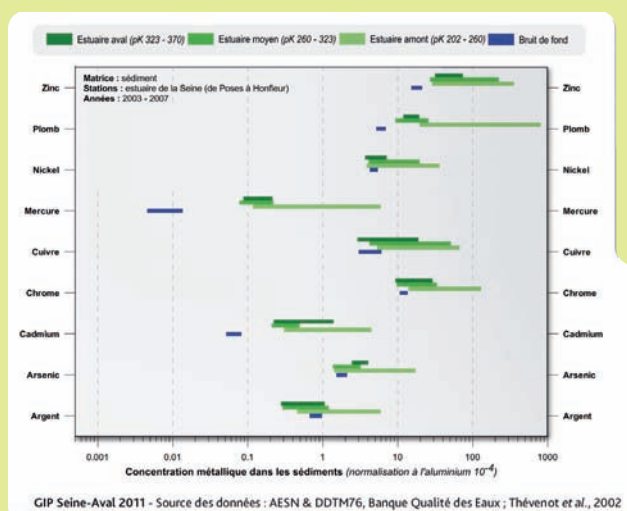


Figure I : Contamination métallique des sédiments et bruit de fond géochimique. Les teneurs métalliques sont normalisées à l'aluminium pour s'affranchir de la variabilité granulométrique du sédiment.

L'analyse des niveaux de contamination métallique des moules prélevées à l'embouchure de la Seine (Cap de la Hève et Villerville) n'indique pas de tendance évolutive claire sur la dernière décennie. Les teneurs mesurées sont du même ordre de grandeur que la médiane des autres points de surveillance du littoral français pour les principaux métaux, à l'exception notable de l'argent qui est 30 fois supérieur. La contamination en plomb et en cadmium, bien que moins spectaculaire qu'il y a 10 ans, présente encore des niveaux proches du double de la médiane nationale (Tableau I).

Tableau I : Contamination métallique des sédiments et des moules (AESN & DDTM76, Banque Qualité des Eaux ; IFREMER, Banque Quadriga-RNO).

Secteur	Sédiment (mg/kg de poids sec)		Moules (mg/kg de poids sec)	
	Poses - Honfleur	Bruit de fond (amplitude)	Embouchure Seine	Littoral français
Période	2004-2009		2003-2005	2003-2005
Argent	2.2 ± 2.0	2.2 – 3.2	3.0 ± 2.1	0,1
Arsenic	5.7 ± 2.6	5 – 7		
Cadmium	1.4 ± 1.4	0.17 – 0.27	1.3 ± 0.5	0,67
Cuivre	37 ± 31	10 – 20	8.1 ± 2.1	6,5
Chrome	44 ± 33	35 – 45	1.7 ± 1.2	1
Mercure	0.54 ± 0.52	0.015 – 0.045	0.18 ± 0.12	0,12
Nickel	14 ± 6.1	14 – 18	2.1 ± 0.94	1,5
Plomb	58 ± 7.7	17 – 23	3.3 ± 1.5	1,5
Zinc	158 ± 93	50 – 70	84 ± 24	107

Contamination par les hydrocarbures

Principalement émis lors de la combustion de matière organique, les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) sont peu solubles, hydrophobes, dégradés très lentement, ont tendance à s'adsorber sur les matières en suspension et s'accumulent aussi bien dans les sédiments (plus spécifiquement sur les particules fines) que dans les organismes vivants. Ce risque de bioconcentration, important chez les invertébrés aquatiques (phytoplancton, zooplancton, bivalves, gastéropodes), est moindre chez les vertébrés (poissons, mammifères) du fait de la dégradation des HAP par le système enzymatique. La toxicité des HAP est reconnue et ces substances sont classées cancérigènes, mutagènes et reprotoxiques.

Les HAP transitent préférentiellement par l'atmosphère avant de retomber sur les sols. Bien que les apports à l'estuaire proviennent majoritairement de l'amont (800-900 kg/an), les apports internes sont loin d'être négligeables. En effet, les ruissellements urbains transportent à la Seine les HAP issus des retombées atmosphériques de particules émises par le chauffage domestique et le trafic automobile. Grâce aux efforts réalisés depuis une vingtaine d'années, les rejets industriels aqueux sont désormais très fortement réduits et ne participent à la contamination de l'estuaire que de façon minoritaire.

La surveillance des HAP en estuaire de la Seine est réalisée dans deux compartiments de l'écosystème : le sédiment et le biote (matière vivante). Considérés comme intégrateurs, ils permettent un suivi régulier d'une contamination chronique du milieu. L'analyse du niveau de contamination sédimentaire montre que les plus fortes teneurs sont mesurées à Poses, à Oissel et dans les affluents de la Seine (Eure, Cailly, Austreberthe et Commerce). Les canaux et bassins portuaires, ainsi que la partie fluviale de la Seine, sont également largement contaminés, bien qu'une décroissance vers l'aval soit observée. En baie de Seine, les contaminations les plus

élevées se situent à l'embouchure et le long de la côte du pays de Caux, ceci s'expliquant par le panache de la Seine qui s'écoule vers le Nord-Est (Figure II). L'impact de ce panache est également visible sur les niveaux de contamination des moules prélevées à l'embouchure : les moules du cap de la Hève présentant des taux de contamination plus élevés que celles prélevées à Villerville. Ce suivi des HAP dans les moules ne montre pas de tendance évolutive claire lors de la dernière décennie et les teneurs mesurées à l'embouchure de l'estuaire sont supérieures à la contamination médiane du littoral Manche-Atlantique.

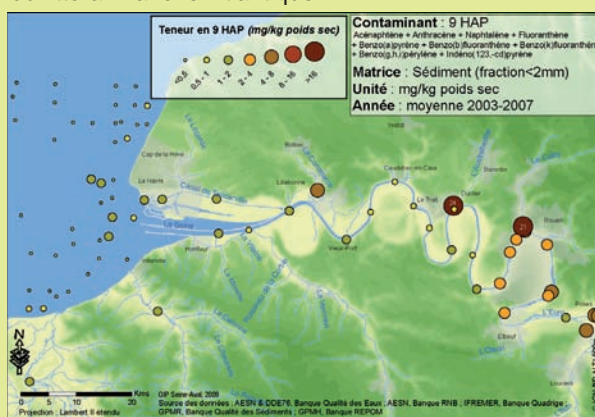


Figure II : Contamination en HAP des sédiments.

Contamination par les PCB

D'origine anthropique et fortement utilisés jusque dans les années 1980 pour leur stabilité, les PolyChloroBiphényles (PCB) ont largement contaminé les différents compartiments environnementaux. Leur forte rémanence et leur liposolubilité expliquent en grande partie qu'ils soient encore retrouvés dans tous les compartiments physiques et biologiques, malgré les réglementations de restriction puis d'interdiction de leur usage. Bien qu'une diminution globale de la contamination soit observée dans les différents compartiments, elle est à moduler selon la matrice et le lieu considérés (Dargnat et Fisson, 2010 ; Figure III).

Dans les eaux de surface de l'estuaire de la Seine, une chute des concentrations a été observée jusque dans les années 2000. Les concentrations sont aujourd'hui au niveau des limites de détection (de l'ordre de la dizaine de ng/L) et, hors épisode de rejet accidentel, cette matrice ne présente plus de contamination décelable dans le cadre des réseaux de surveillance. La contamination de la ressource en eau des nappes souterraines de Haute-Normandie reste inférieure aux limites de détection usuelles (de l'ordre de la dizaine de ng/L). Certaines de ces ressources sont néanmoins importantes à surveiller, du fait de la proximité de sols contaminés.

Pour le compartiment sédimentaire, la contamination des affluents de la Seine, des fleuves côtiers normands et de la baie de Seine est moindre que celle de la Seine et de son estuaire qui présentent des teneurs élevées en comparaison du reste du bassin versant (moins de 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PS pour les affluents, les fleuves côtiers et la baie de Seine ; de l'ordre de la centaine de $\mu\text{g}/\text{kg}$ PS pour la Seine et son estuaire). Malgré la moindre contamination des sédiments de la baie de Seine, ils restent parmi les plus contaminés du littoral français. En ce qui concerne les sédiments de l'estuaire de la Seine, aucune évolution n'est visible depuis le début des années 1990, témoin d'une rémanence des composés et/ou d'un apport continu. Un certain nombre de points chauds ont également été mis en évidence avec des teneurs pouvant atteindre ou dépasser le mg/kg PS. Ces zones (Oissel, Poses) nécessiteraient une caractérisation plus fine de leur contamination pour mettre en place une gestion active de ces sédiments et éviter leur remise en suspension dans le milieu. En effet, les propriétés du compartiment sédimentaire et des PCB en font une zone de stockage de ces derniers. Le sédiment peut ainsi devenir une source secondaire de contamination en cas de remise en suspension, lors d'une crue, d'une tempête, de travaux,...

La comparaison de ces teneurs aux critères d'évaluation écotoxicologique proposés par la convention d'OSPAR (1-10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PS) montre que seuls les sédiments de la baie de Seine respectent ces critères. Le niveau médian des teneurs dans les sédiments de l'estuaire et du bassin versant de la Seine est sept fois plus élevé.

Les organismes filtreurs ont la capacité d'accumuler les contaminants présents dans l'eau et sont ainsi utilisés comme organismes sentinelles pour le suivi de la contamination de l'environnement. Pour les 7PCBi, les moules suivies à l'embouchure de l'estuaire de la Seine présentent de teneurs de l'ordre de 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PS. Elles sont les plus contaminées du littoral français et aucune décroissance n'est mise en évidence depuis 25 ans. De plus faibles teneurs sont observées dans les moules prélevées dans le reste de la baie de Seine (quelques centaines de $\mu\text{g}/\text{kg}$ PS), moins marquées par l'influence du panache de la Seine. La comparaison de ces teneurs aux critères d'évaluation écotoxicologique fixés par la convention d'OSPAR (5-50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PS) montre des dépassements quasi systématiques pour les moules prélevées dans la baie de Seine (jusqu'à un facteur 2,8 pour la station 'Le Moulard' à l'ouest de la baie de Seine ; d'un facteur 11 à un facteur 37 pour la station 'Cap de la Hève' à l'embouchure de l'estuaire de la Seine).

La contamination des poissons est à discuter selon les espèces. Les poissons gras et/ou vivant à proximité du

fond (contact avec le sédiment) seront les plus sujets à des contaminations élevées. C'est typiquement le cas de l'anguille qui présente des teneurs pouvant dépasser le mg/kg PF, contre quelques centaines de $\mu\text{g}/\text{kg}$ PF pour le gardon. Les oiseaux consommant ces poissons sont également fortement exposés par leur alimentation : les cormorans vivant sur l'estuaire de la Seine présentent des teneurs supérieures à 10 mg/kg PF. La comparaison de ces teneurs aux critères d'évaluation écotoxicologique fixés par la convention d'OSPAR (1-10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ PF) montre des dépassements systématiques, quels que soient le secteur et l'espèce considérés. La contamination des différents compartiments environnementaux illustre la rémanence des PCB et leur ubiquité dans le milieu. De plus, ces composés peuvent s'accumuler le long de la chaîne trophique, exposant ainsi l'homme par la voie alimentaire : des PCB sont ainsi retrouvés dans le lait maternel, les graisses ou encore dans le sang (quelques $\mu\text{g}/\text{L}$).

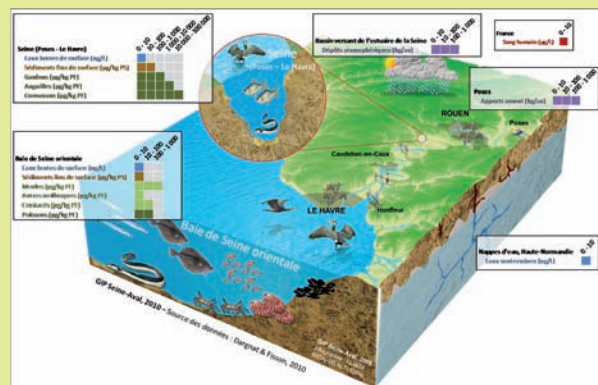


Figure III : Contamination en PCB par compartiment/secteur de l'estuaire de la Seine.

Contamination par les micropolluants organiques

L'utilisation massive des pesticides a engendré leur dissémination dans l'environnement et leur activité toxique fait peser un risque sur le milieu. Dans l'estuaire de la Seine, de nombreux pesticides sont détectés dans les eaux, les sédiments et les organismes y vivant. Les concentrations en "anciens" pesticides (atrazine, lindane, aldrine, DDT, etc.) sont en diminution depuis plusieurs années, du fait des restrictions d'usage ou de leur interdiction. Les pics qui étaient observés dans l'eau lors de la période d'utilisation sont par conséquent moins intenses, mais la rémanence des molécules dans les sédiments et la chaîne alimentaire reste une réalité. Cette baisse de la contamination ne doit cependant pas occulter que les pesticides, dont l'usage est réduit ou interdit, sont remplacés par de nouvelles générations de molécules actives à de plus faibles doses, ce qui rend leur détection (et celles de leurs métabolites) plus ardue

même si des effets potentiels sont toujours présents (seuls 15% des pesticides recherchés dans les eaux de la Seine ont été détectés au moins une fois sur la période 2007-2009 par le réseau de surveillance de la qualité des eaux de la Seine).

Les organoétains (TBT et dérivés) ont essentiellement été utilisés comme biocides dans les peintures marines antisalissures et les produits de préservation du bois. Certains de ces composés présentent un caractère cancérigène et perturbateur endocrinien et un fort potentiel de bioaccumulation. Bien qu'aujourd'hui interdits d'utilisation, leur biodégradabilité modérée dans l'eau de mer et lente dans les sédiments fait que, bien qu'en diminution, ils peuvent encore aujourd'hui être retrouvés dans les sédiments estuariens (plusieurs dizaines de $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids sec pour le TBT) et dans le biote. Par ailleurs, des altérations provoquées spécifiquement par le TBT sont observées sur les mollusques gastéropodes *Nucilla lapillus* de l'embouchure, dont les femelles développent des organes sexuels typiquement mâles (phénomène d'imposex).

Les phtalates sont des substances de synthèse utilisées dans l'industrie du plastique. Principal composé, le DEHP est considéré comme perturbateur endocrinien, faiblement biodégradable et pouvant être bioaccumulé. Il est retrouvé à des concentrations de quelques centaines de $\mu\text{g}/\text{kg}$ dans des sédiments d'affluents de l'estuaire de la Seine et quelques $\mu\text{g}/\text{l}$ dans les eaux de l'estuaire (en diminution depuis le début des années 1990).

Les PBDE sont des retardateurs de flamme utilisés dans une vaste gamme de produits de consommation.

Leur cancérogénicité n'est pas établie, mais ce sont des perturbateurs endocriniens potentiels. Ils sont persistants dans l'environnement et présentent un fort potentiel de bioaccumulation et de biomagnification. Retrouvées à des concentrations très faibles dans l'eau (quelques ng/l), les teneurs dans les sédiments sont plus importantes, mais très variables selon le congénère considéré.

Notre connaissance de l'imprégnation environnementale par ces micropolluants est parcellaire, et ce, malgré les inventaires récents réalisés dans le contexte de la Directive Cadre sur l'Eau. En effet, cette surveillance concerne essentiellement le compartiment 'eau', pour des substances dont les concentrations sont très régulièrement en deçà des limites de détection. Ainsi, pour les campagnes 2007-2008-2009 de surveillance de la contamination organique dans les eaux de l'estuaire de la Seine, moins de 5% des analyses ont abouti à une détection de la substance recherchée (Tableau II). Pour une meilleure appréhension de cette problématique, le développement de la surveillance sur des milieux intégrateurs (sédiment, biote), l'utilisation de techniques innovantes de suivi (échantillonneurs passifs de type POCIS pour les micropolluants organiques hydrophiles ou SPMD pour les molécules organiques hydrophobes), le développement de solutions analytiques pour de nouveaux contaminants (nanoparticules), la prise en compte de la biodisponibilité des contaminants et le lien avec l'écotoxicologie sont les enjeux à venir pour une meilleure évaluation de l'exposition des organismes à la contamination chimique de l'estuaire.

C. Fisson

Tableau II : Détection des contaminants organiques dans l'eau de l'estuaire de la Seine. Données des campagnes 2007-2008-2009 du réseau de surveillance de la qualité des eaux de la Seine (AESN & DDTM76, Banque Qualité des Eaux).

Famille de contaminants	Analyse avec détection de la substance recherchée	Substance détectée au moins une fois	Station avec au moins une substance de détectée
HAP	49,4% (2874/5818 analyses)	100% (20/20 substances)	100% (22/22 stations)
PCB, dioxines et furanes	15,1% (789/5233 analyses)	95,1% (39/41 substances)	100% (19/19 stations)
PBDE	4,9% (129/2629 analyses)	94,7% (18/19 substances)	94,7% (18/19 stations)
Composés stanneux	4,9% (104/2126 analyses)	50% (3/6 substances)	86,4% (19/22 stations)
Phtalates	2,8% (35/1236 analyses)	15,4% (2/13 substances)	73,7% (14/19 stations)
Pesticides	2,2% (1607/74224 analyses)	15,2% (65/429 substances)	86,4% (19/22 stations)
Autres organiques	1,1% (173/16055 analyses)	11,8% (11/93 substances)	86,4% (19/22 stations)
Composés phénoliques (alkylphénols, chlorophénols,...)	1,1% (73/6875 analyses)	10,8% (4/37 substances)	95,5% (21/22 stations)
Solvants halogénés	0,2% (10/5759 analyses)	13,6% (3/22 substances)	18,2% (4/22 stations)
Benzène et dérivés	0% (1/2037 analyses)	16,7% (1/6 substances)	4,5% (1/22 stations)
Total	4,8% (5795/121989 analyses)	24,2% (166/686 substances)	100% (22/22 stations)
Total (sans HAP, PCB, dioxines et furanes)	1,9% (2132/110941 analyses)	17,1% (107/625 substances)	100% (22/22 stations)

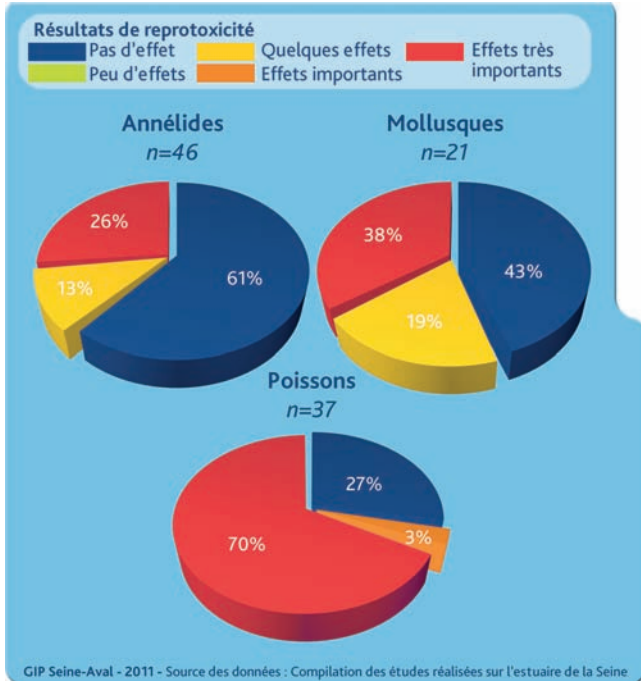


Figure 36 : Résultats des analyses de reprotoxicité in situ en fonction du groupe d'organismes.

6. Effets sur les traits d'histoire de vie

6.1 Généralités

L'histoire de vie d'un individu est la succession des évènements importants au cours de sa vie qui contribuent directement à la production et à la survie des descendants, à sa croissance et à son état de santé global. Un trait d'histoire de vie est donc un caractère mesurable relatif à cette histoire de vie tel que l'âge de la maturité sexuelle ou la taille de l'individu à un âge donné. Ne seront traités dans cette partie, que les effets sur la croissance et la condition générale des organismes.

Les principaux paramètres utilisés sont la croissance, les indices de condition et la mortalité. En effet, en cas d'exposition prolongée à des concentrations importantes en contaminants, la croissance des organismes est le plus souvent ralentie, les organismes sont souvent plus petits et présentent une masse plus faible (calcul d'indice de conditions à partir de mesures biométriques) et la mortalité peut être accrue.

Tableau 7 : Principaux marqueurs de toxicité sur les traits d'histoire de vie étudiés dans l'estuaire de la Seine.

Effets	Marqueurs
Croissance	Taux de croissance, indice de croissance récente (accroissement journalier des otolithes), passage d'une phase à l'autre du cycle de vie
Comportement	Comportement natatoire
Santé globale	Indices de condition, mesures biométriques
Mortalité	Mortalité des juvéniles et des adultes

6.2 Le cas de l'estuaire de la Seine

Eurytemora affinis

Les copépodes *E. affinis* exposés en laboratoire à de l'eau de la Seine du bouchon vaseux chargée en particules de différentes tailles présentent un retard de croissance. Il se traduit par un allongement du stade nauplien, dont l'importance coïncide avec les fortes concentrations en contaminants (Figure 38). Aucun individu exposé aux plus fortes contaminations ne passe au stade copépodite, ils meurent tous au stade nauplien (Forget *et al.*, 2002).

Une autre étude (Cailleaud, 2006) révèle que le comportement natatoire d'*E. affinis* est altéré par la contamination chimique, ce qui peut perturber la rencontre des copépodes lors de la reproduction (voir encart « Effet sur le comportement natatoire du copépode *Eurytemora affinis* »).

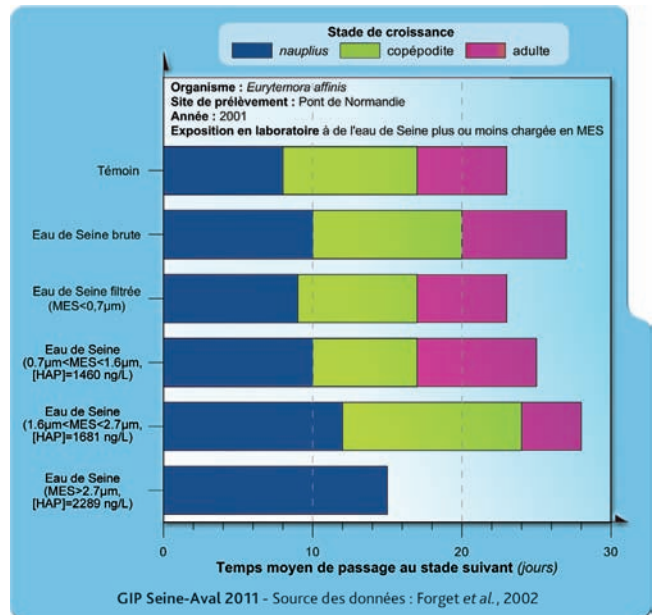


Figure 38 : Temps de passage d'un stade de développement à un autre chez *Eurytemora affinis* en fonction de la taille des MES présentes dans le milieu d'exposition.

Effet sur le comportement natatoire du copépode *Eurytemora affinis*

Chez les copépodes planctoniques vivant en pleine eau, les antennules ont un rôle essentiel dans la locomotion du fait de leur allongement et de la présence de nombreuses soies plumeuses. La locomotion est assurée par des battements puissants des antennules d'avant en arrière, généralement discontinus. Chez les calanoïdes, les antennules sont segmentées en plus de 27 segments portant chacun des récepteurs sensoriels de deux types : des soies (récepteurs mécaniques) et des aesthètes (chémorécepteurs). Ces récepteurs sensoriels confèrent à l'antennule des fonctions de détection de la nourriture, de la turbulence de l'eau et des prédateurs. Ainsi, les mécanorécepteurs sont capables de performances exceptionnelles aussi bien en sensibilité que dans la fréquence de la réponse. Ils confèrent aux copépodes une vitesse de réponse très rapide face aux *stimuli* environnementaux. Les antennules interviennent également dans la reproduction, chez le mâle, par la détection chimique des phéromones émises par la femelle lui permettant de suivre et de capturer la femelle. Ces récepteurs sensoriels sont contrôlés par le système nerveux des copépodes et une simple impulsion nerveuse peut induire une réaction chez l'animal. Le comportement natatoire des copépodes dépend donc des *stimuli* environnementaux reçus par ses récepteurs sensoriels.

La présence de contaminants dans le milieu peut perturber le comportement natatoire des copépodes selon quatre principaux modes d'action :

- en masquant les signaux chimiques (phéromones) émis par les femelles et en diminuant les probabilités de rencontre avec les mâles désorientés ;
- par un comportement de fuite/d'évitement de la zone contaminée ;

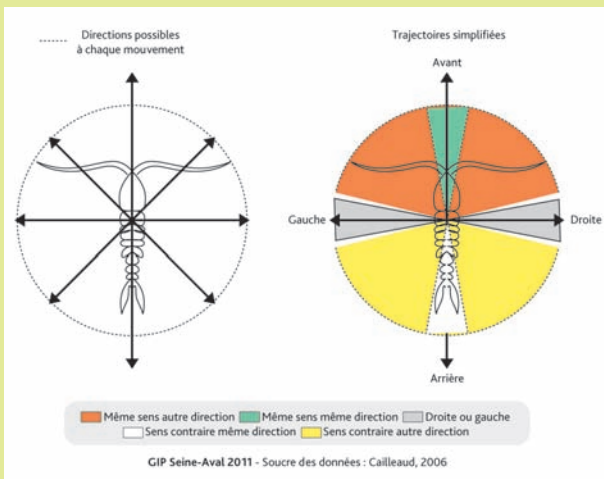


Figure D : Détermination des trajectoires de déplacement du copépode *E. affinis*.

- par des altérations physiologiques au niveau du système nerveux, particulièrement lors des expositions à des neurotoxiques (inhibiteurs de cholinestérase) perturbant la transmission de l'information et de la réponse ;
- par un stress physiologique général diminuant les dépenses énergétiques allouées au déplacement.

L'analyse du comportement natatoire du copépode *Eurytemora affinis* a confirmé des perturbations engendrées suite à des expositions au laboratoire de 86h à des concentrations environnementales de contaminants organiques.

La Figure E indique clairement une augmentation de la fréquence des déplacements ainsi qu'une augmentation de la vitesse de déplacements après exposition au diuron, un herbicide de la famille des urées substituées et à un mélange d'Hydrocarbures polyaromatiques représentatifs de la contamination Seine estuarienne (phénanthrène, pyrène, chrysène, benzo(b)fluoranthène/benzo(k)fluoranthène et benzo(a)pyrène). Les femelles augmentent leur vitesse de nage dans une plus grande proportion que les mâles. Entre les femelles, les non ovigères sont les plus perturbées par la présence de contaminants.

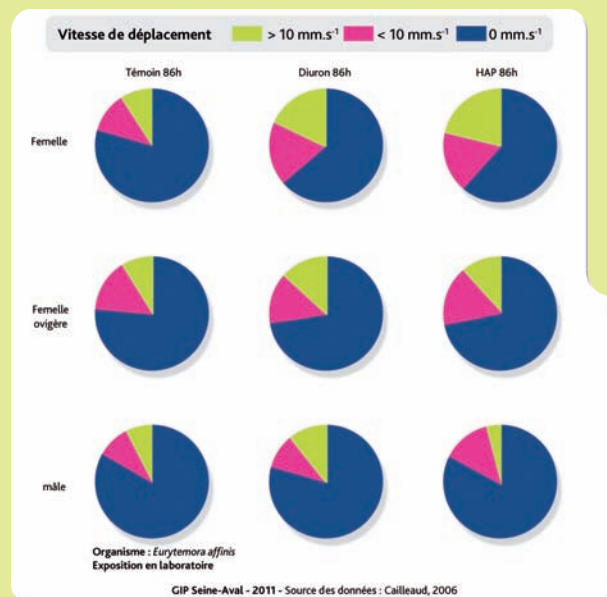


Figure E : Vitesses de déplacement des copépodes *E. affinis* après exposition au diuron et au HAP.

De même, l'observation du comportement natatoire chez *Eurytemora affinis*, suite à une injection dans le milieu d'alkylphénols, et les résultats qui en découlent indiquent clairement une augmentation de la fréquence des déplacements après exposition, ainsi qu'une augmentation de la vitesse de déplacement (Figure F).

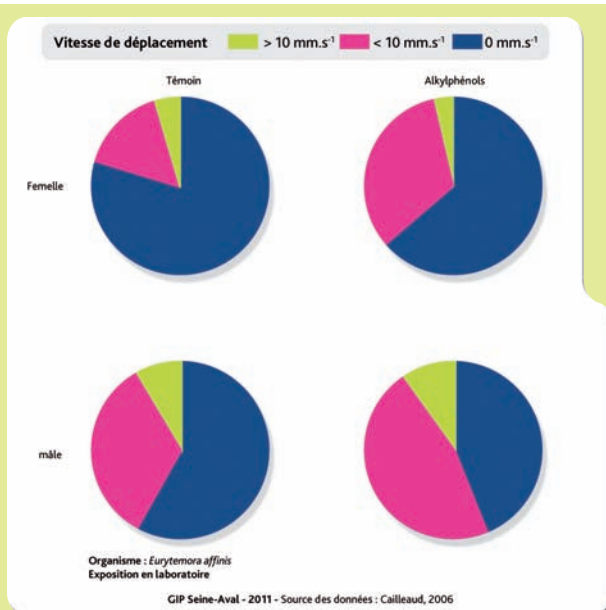


Figure F : Vitesses de déplacement des copépodes *E. affinis* après exposition à des alkylphénols.

Par ailleurs, l'analyse des angles formés lors de ces déplacements renseigne sur la direction empruntée par les copépodes. Les trajectoires semblent plus confuses après injection puisqu'on observe une augmentation de la fréquence des angles de 90°C qui indique un changement de trajectoire sur la droite ou sur la gauche en opposition avec les angles >90 ° ou < 90° qui indiquent une continuité dans la trajectoire (avance ou recule). Les mêmes observations ont été faites suite aux expositions des mâles (Figure G).

Les copépodes s'orientent dans leur milieu grâce à leurs chémorécepteurs. De plus, il a récemment été prouvé que les mâles rencontraient les femelles en suivant les phéromones émises par celles-ci. L'introduction

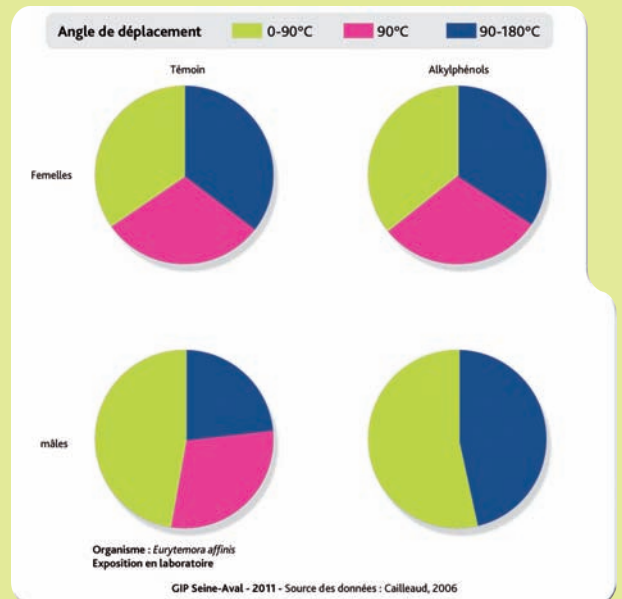


Figure G : Trajectoires des copépodes *E. affinis* après exposition à des alkylphénols.

de substances chimiques dans le milieu peut donc perturber les rencontres entre les mâles et les femelles pour l'accouplement en désorientant ces organismes, comme indiqué suite aux expositions aux Alkylphénols. Ces perturbations peuvent avoir des conséquences importantes au niveau de la population des *Eurytemora affinis* et conditionner des mécanismes d'adaptation.

Ces résultats sont novateurs en écotoxicologie. Il n'existe pas ou peu d'études sur le comportement des copépodes face à la contamination chimique, et son utilisation en tant qu'outil pour détecter de façon précoce la contamination dans l'environnement est très prometteuse.

J. Forget-Leray

Hediste diversicolor

La condition des annélides semble également affectée par la contamination chimique. En effet, des *H. diversicolor* prélevées dans l'estuaire de la Seine, au niveau du Pont de Normandie, présentent une croissance et une masse réduite par rapport aux individus échantillonnés dans l'estuaire de l'Authie (site de référence situé dans la Somme ; Durou, 2006, Mouneyrac *et al.*, 2009).

Les dreissènes

Les dreissènes échantillonnées dans l'estuaire de la Seine accumulent de façon très importante les PCB et les HAP (Figure 39). Leur indice de condition (IC=poids frais/longueur) est nettement inférieur à celui des individus du site de référence (Val de Reuil : en amont de Rouen). En outre, le poids des individus échantillonnés en aval de Rouen est inférieur à celui des individus prélevés en amont et une tendance identique est observée sur les concentrations en PCB (Minier *et al.*, 2006).

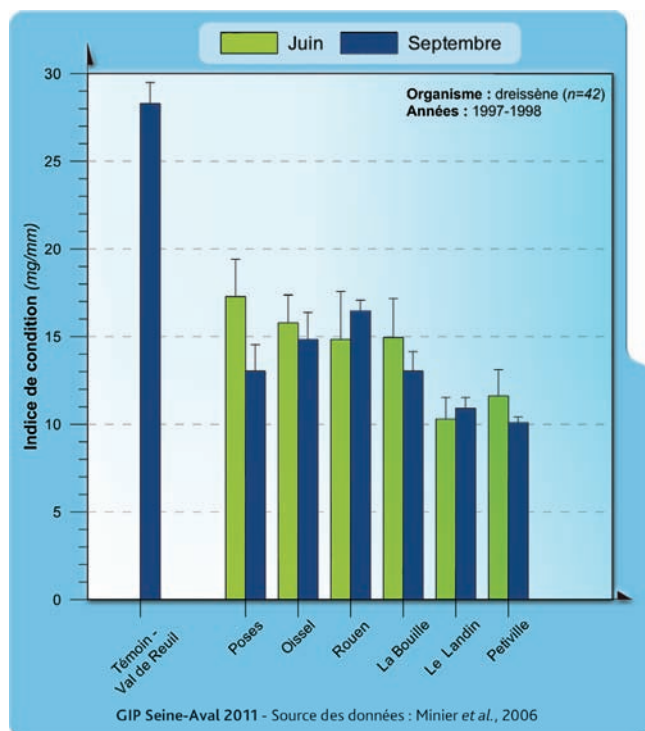


Figure 39 : Indice de condition chez la dreissène.

Les poissons

La taille, l'indice de condition et la croissance des flets prélevés au niveau de deux estuaires : l'estuaire de la Seine et l'estuaire du Ster de Lesconil (site de référence situé dans le Finistère) sont inférieurs pour les individus échantillonnés dans la Seine (Laroche, 2001 ; Figure 40).

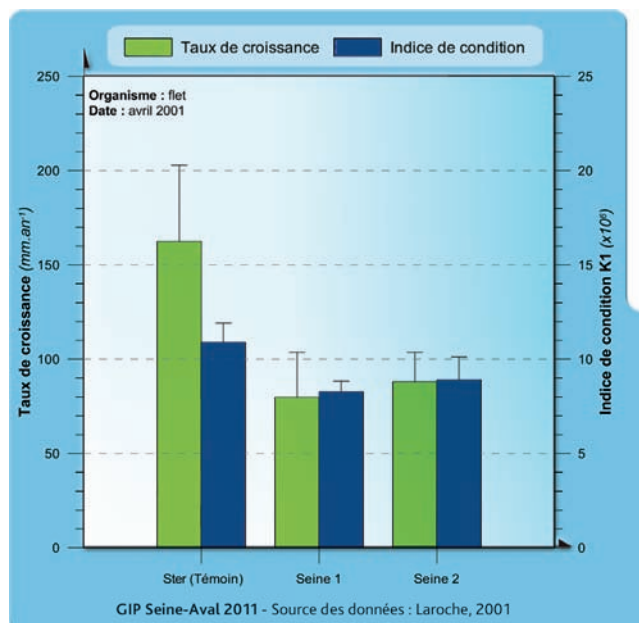


Figure 40 : Taux de croissance et indice de condition chez le flet.

Au contraire, l'indice de condition de juvéniles de soles (*Solea solea* ; Linné, 1758) prélevées en baie de Seine est identique, voire meilleur que pour des juvéniles échantillonnés dans sept autres estuaires français (excepté par rapport à l'estuaire de la Somme). Il semble donc que les conditions soient favorables au développement des juvéniles malgré la contamination (tout de même moins forte en baie qu'en estuaire). De précédentes études ont mis en évidence une contribution de ce site au stock de soles de Manche Est anormalement faible comparativement aux autres nurseries qui l'alimentent. Tout semble donc indiquer que d'importantes mortalités des stades précoces tendent à réduire considérablement la densité de juvéniles sur ce site, limitant ainsi la compétition trophique. Les survivants y trouvent par conséquent des conditions d'alimentation et de croissance favorables (Morin *et al.*, 2002).

Certaines études révèlent que des poissons en milieu contaminé seraient plus affaiblis et présenteraient une moins bonne condition générale, ce qui ne leur permettrait pas de résister aux parasites (Figure 41). Ces individus seraient donc plus parasités que des poissons en milieu sain. Il semble que cette tendance ne soit pas retrouvée dans la Seine. En effet, Géraudie (2009) a observé que sur les sites contaminés, les gardons étaient moins parasités que sur le site sain (ancienne carrière de sable). La prévalence de parasites ne serait donc pas un bon indicateur de contamination.

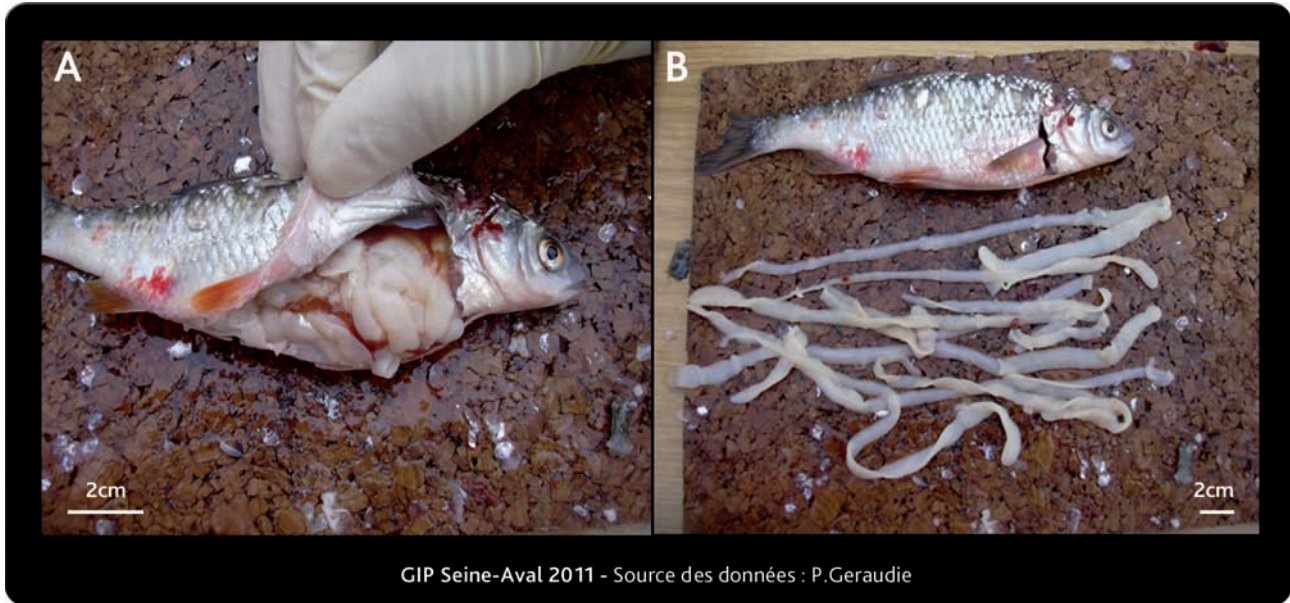


Figure 41 : Gardon parasité par 10 *Ligula intestinalis* logés dans sa cavité abdominale. A : vue interne, B : vue externe.

Dans l'estuaire de la Seine, le taux d'infestation des anguilles par le parasite *Anguillicola crassus*, pour les dix-huit stations réparties le long de l'estuaire, est de 63% en 2008 contre 49% en 2009. Cette valeur semble avoir diminué, mais reste parmi les valeurs les plus importantes relevées sur l'aire de répartition de l'anguille européenne (CSLN, 2009).

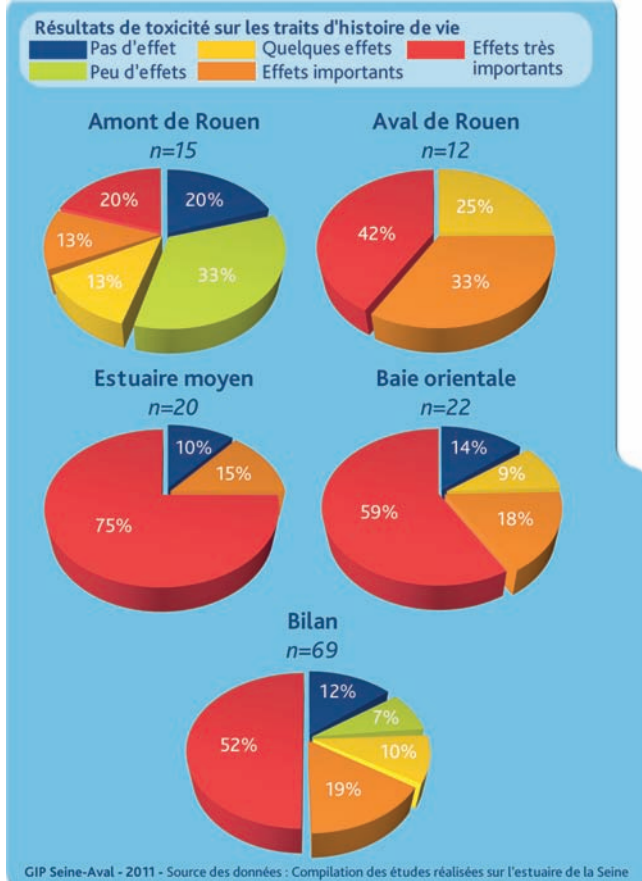


Figure 42 : Résultats des analyses d'effets sur les traits d'histoire de vie in situ en fonction des secteurs de l'estuaire.

6.3 Bilan

Dans l'estuaire de la Seine, il semble exister un net gradient croissant d'effets de l'amont de Rouen jusqu'à l'estuaire moyen ; en baie de Seine, les effets sont atténués, mais restent importants (Figure 42). Les poissons sont plus affectés que les mollusques par ces effets sur les traits d'histoire de vie (Figure 43).

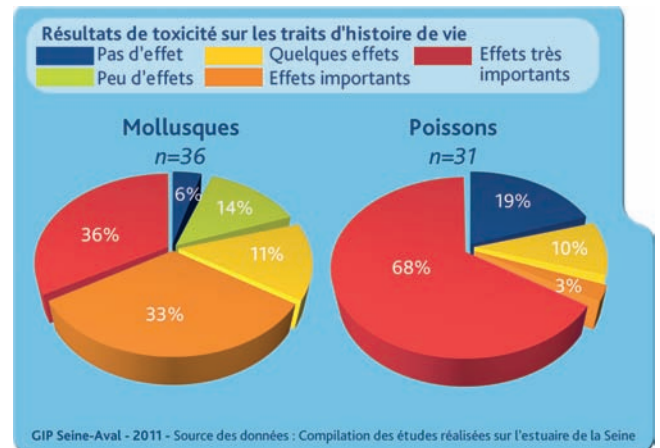


Figure 43 : Résultats des analyses d'effets sur les traits d'histoire de vie in situ en fonction des groupes d'organismes

Il semble que globalement, dans l'estuaire de la Seine, les organismes présentent une moins bonne condition que les individus d'autres estuaires (estuaire de l'Authie et du Ster de Lesconil), quel que soit le maillon trophique et taxonomique. Les ressources nutritives ne manquent pas dans l'estuaire de la Seine et les conditions hydrodynamiques et climatiques sont proches de celles des autres estuaires étudiés, la contamination est donc une hypothèse privilégiée pour expliquer la condition médiocre des organismes qui le peuplent.

7. Effets sur les populations

7.1 Généralités

Peu de marqueurs sont utilisés pour étudier les effets de la contamination chimique sur les populations. Le sex-ratio, qui rend compte de la proportion de femelles et de mâles dans une population, en est le principal. En effet, certaines contaminations vont affecter davantage les individus de l'un des deux sexes, provoquant ainsi la mort de ces individus et un déséquilibre du sex-ratio.

La densité de population peut également être modifiée, notamment à cause des substances chimiques affectant la fertilité et la fécondité (voir partie sur les perturbations endocriniennes et les effets sur la reproduction et le développement).

L'étude de la structure des populations (structure d'âge et de taille) peut également renseigner sur l'état de la population.

7.2 Le cas de l'estuaire de la Seine

Sex-ratio

Dans l'estuaire de la Seine, des copépodes *E. affinis* prélevés dans l'estuaire moyen (sous le Pont de Tancarville) ont été exposés en laboratoire à différents contaminants et mélanges de contaminants. Certains mélanges (17 β œstradiol-Nonylphénol et 17 β œstradiol-DEHP) provoquent une modification du sex-ratio largement en faveur des femelles pour la deuxième génération après celle exposée (Forget *et al.*, 2001). Cependant, une autre étude sur *E. affinis* ne révèle aucune modification du sex-ratio après exposition des copépodes à de l'eau de la Seine chargée en particules de différentes tailles (Forget *et al.*, 2002).

De même, la proportion de mâles et de femelles chez les moules bleues dans l'estuaire de la Seine est équivalente aux proportions d'une population vivant en milieu peu contaminé (Cachot *et al.*, 2004).

En revanche, un déséquilibre du sex-ratio, souvent en faveur des femelles, s'observe chez certains poissons tels que les gobies (*Pomatoschistus microps* ; Krøyer, 1838), les flets ou les gardons (Minier, 2002, Gallien-Landriau, 2003, Geraudie, 2009). Par exemple, 83% des gardons prélevés à Poses sont des femelles contre 54% sur le site de Venables, qui sert de site de référence (Geraudie, 2009).

Structure de population

En ce qui concerne l'effet des contaminants sur la structure de population, une comparaison des polychètes *Hediste diversicolor* de l'estuaire de la Seine et de l'estuaire de l'Authie constitue un bon exemple. L'estuaire de l'Authie est très peu contaminé par rapport à l'estuaire de la Seine. Cela permet aux populations de *H. diversicolor* d'être plus denses et de s'y reproduire deux à trois fois par an au lieu d'une seule fois dans l'estuaire de la Seine. (Mouneyrac *et al.*, 2009 ; Figure 44).

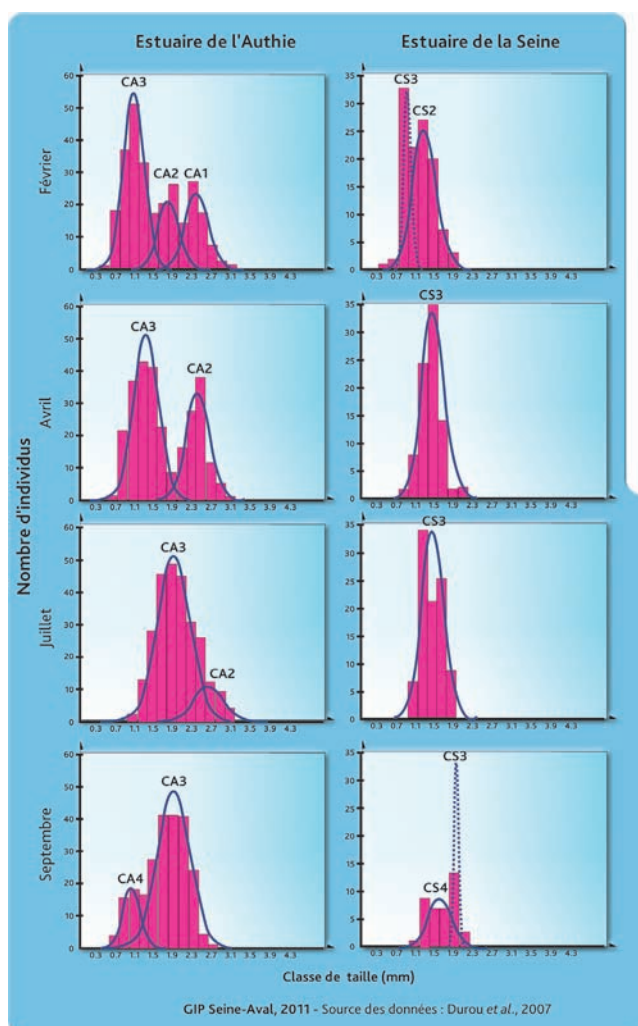


Figure 44 : Histogramme taille/fréquence (combinaison de la longueur des trois premiers segments) de *Hediste diversicolor* provenant d'un site sain (estuaire de l'Authie) et d'un site contaminé (estuaire de la Seine) en 2002. CA=cohortes* successives de vers de l'estuaire de l'Authie ; CS=cohortes successives de vers de l'estuaire de la Seine.

Un autre exemple, moins évident, est celui des flets. Il s'avère qu'entre 1999 et 2002, la proportion d'individus âgés était exceptionnellement faible. Seul 12% des individus avaient 4 ans ou plus, alors qu'en moyenne 55% avaient 2 ans. 57% des individus mesuraient entre 18 et 27cm, et à partir de 34cm, le nombre d'individus

décroissait fortement ; ce phénomène était plus marqué chez les mâles que chez les femelles (Gallien-Landriau, 2003). Trois hypothèses ont été avancées pour expliquer cette structure. Soit les individus adultes avaient migré dans une autre partie de l'estuaire, soit la mortalité était plus importante chez les individus âgés à cause d'une exposition plus longue à la contamination chimique, soit la pêche des individus de grande taille a provoqué un décalage de la structure de taille de la population vers des petites tailles. Afin de trancher pour l'une de ces hypothèses, il faudrait voir quelle est la situation sur d'autres estuaires.

7.3 Bilan

Ces paramètres révèlent une perturbation des populations de la Seine, notamment visible sur les annélides et les poissons (Figure 45). Les effets sur les populations ont peu été étudiés chez les mollusques.

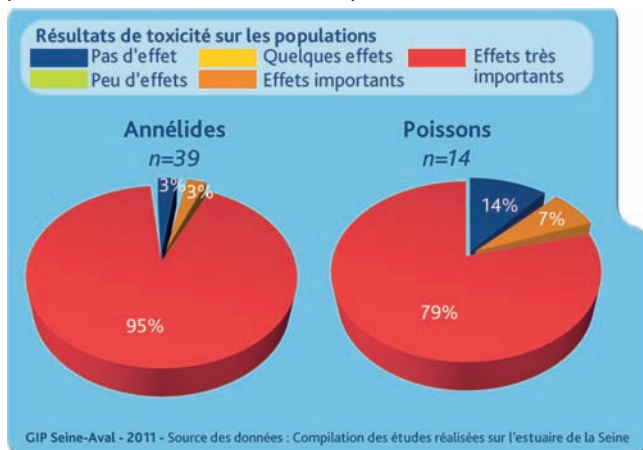


Figure 45 : Résultats des analyses d'effets sur les populations in situ en fonction des groupes d'organismes.

Eurytemora affinis, espèce bio-indicatrice de l'estuaire de la Seine : de l'expérimental au modèle individu-centré

De nos jours, l'un des principaux challenges en écotoxicologie est de comprendre comment les effets mesurés à l'échelle de l'individu peuvent être utilisés comme des indices de prédiction intégrés à l'échelle de la population. Un intérêt particulier repose sur l'évaluation de l'utilité de mesures individuelles de survie et de fitness sous différentes conditions de stress toxique pour l'estimation du taux de croissance d'une population, élément indispensable pour l'examen du risque encouru par cette dernière. Les modèles individu-centré sont reconnus pour être des outils adéquats à l'intégration de processus à l'échelle de l'individu et l'étude des propriétés émergentes aux échelles supérieures. Ils offrent l'avantage de prendre en considération l'ensemble des traits du cycle de vie des espèces étudiées.

Cependant, il est difficile de déterminer la part de ces modifications due à la contamination chimique. La modélisation est une piste pour faire le lien entre les effets sub-individuels liés à la contamination et les effets sur les populations. Ainsi, un modèle individu-centré a été développé autour du copépode *E. affinis*. Il permet de tester différents scénarios de contamination et de modéliser les perturbations engendrées au niveau de la population (voir encart « *Eurytemora affinis*, espèce bio-indicatrice de l'estuaire de la Seine : de l'expérimental au modèle individu-centré »). Un autre modèle a été développé avec quatre objectifs principaux : (1) identifier les déterminants de la réponse biologique aux toxiques (âge, température...) et les prendre en compte lors de la modélisation des effets, (2) estimer l'impact d'une modification des performances individuelles sur la dynamique des populations exposées, (3) déterminer le potentiel adaptatif et les risques d'extinction des populations exposées aux toxiques et (4) comprendre et prédire l'impact d'une perturbation du milieu sur une communauté, comparer des situations, tester des scénarios et aborder la question de la restauration et des effets à long terme. Ce modèle de type DEB* (Dynamic Energy Budget) est également basé sur des expérimentations préalables en laboratoire (Jager et Klok, 2010, Kooijman, 2010).

Il est également important de prendre en considération les mécanismes d'adaptation lors de l'étude des populations (voir encart « Tolérance et adaptation à la contamination »).

De plus, ils permettent de considérer la singularité de chaque individu (variance liée à la forte variabilité individuelle).

Différentes études en écotoxicologie portent sur le copépode *Eurytemora affinis* qui domine le zooplancton dans la zone de gradient de salinité (et faible salinité) dans l'estuaire de la Seine et d'autres estuaires similaires, soumis à une forte anthropisation. Notre équipe a développé un modèle individu-centré permettant de simuler la dynamique de population de ce copépode sur plusieurs années. Nous présentons ici, avec l'aide d'un exemple, le type de résultats pouvant être obtenus avec cet outil.

La Figure H présente le type de résultats pouvant être obtenus avec le modèle en considérant une variation saisonnière de la température et de la survie des stades adultes et des stades larvaires. Le modèle se base sur les travaux antérieurs (Souissi *et al.*, 2004, Souissi *et al.*, 2005, Dur *et al.*, 2009). Le choix de la dynamique saisonnière des probabilités du taux de survie intègre les effets de la température (résultats obtenus au laboratoire), de la prédation sur les stades de développement. Les dynamiques obtenues sont en accord avec les résultats issus des campagnes d'échantillonnage réalisées dans l'estuaire de la Seine montrant un maximum d'abondance à la fin du printemps et une chute de la population en été (Mouny, 1998).

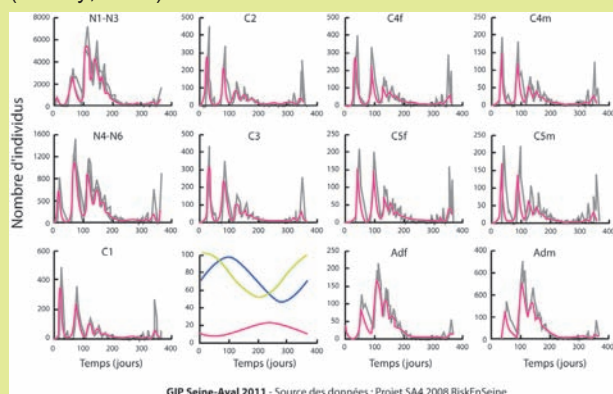


Figure H : Variations annuelles du nombre d'individus d'*E. affinis* pour chaque stade ou groupe de stades pour chaque réplicat (en gris) et la moyenne sur les dix réplicats (en rouge). Sont également présentées les valeurs simulées de la survie des nauplii (en vert) et des adultes (en bleu) ainsi que la variation de la température (en rouge).

Des propositions sur des manières simples d'intégrer des résultats et/ou des processus étudiés en écotoxicologie dans ce modèle individu-centré sont en cours de préparation. La Figure I présente les résultats d'une simulation test intégrant le processus de bioaccumulation de PCB chez *E. affinis*. Afin de pouvoir comparer les résultats du modèle avec ceux obtenus par Cailleaud *et al.* (2009a), seuls les stades juvéniles et adultes ont été pris en considération pour l'estimation de la concentration en PCB chez le copépode *E. affinis* (Figure I).

Les résultats révèlent une bioaccumulation qui augmente dès l'hiver pour la seconde année. Il est à noter que Cailleaud *et al.* (2007) ont observé des pics de contamination en PCB et en HAP chaque année en période hivernale chez *E. affinis*, lorsque la température de l'eau descendait en dessous de 10°C. La valeur moyenne de concentration de PCB chez les copépodes simulés sur deux années atteint les 616.3 ng.L⁻¹. Bien que légèrement inférieure à la valeur moyenne obtenue par Cailleaud *et al.* (2007) sur 15 échantillons, cette dernière se trouve dans la gamme observée (i.e. 383-1785 ng.L⁻¹).

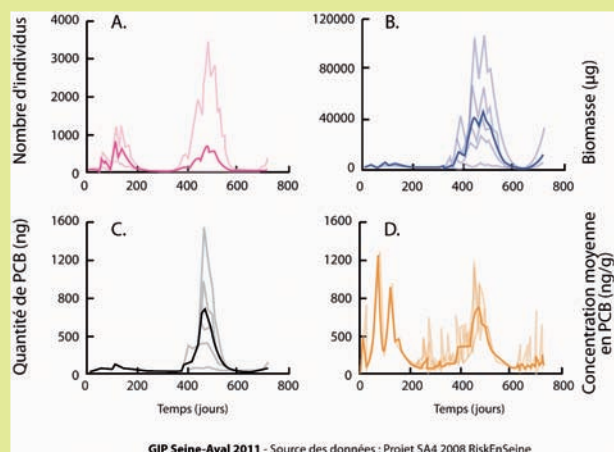


Figure I : Variation sur une durée de deux ans (730 jours) de A. la densité de la population, B. la biomasse que représente les stades adultes et juvéniles C. la quantité de PCB accumulé par l'ensemble des individus D. de la concentration moyenne de PCB chez *E. affinis*. Les résultats des 5 réplicats sont présentés en trait fin et clair, la moyenne sur ces réplicats en trait fort.

Les résultats obtenus dans le cadre d'études en écotoxicologie peuvent être intégrés dans un modèle individu-centré. Ces modèles représentent des outils nouveaux qui pourront améliorer notre évaluation des effets d'une pollution (ponctuelle ou chronique) sur la population d'espèces cibles, telle que *Eurytemora affinis*. Après validation de l'outil (modèle), des études de risque écotoxicologique peuvent être réalisées. Les données obtenues en laboratoire (bioessais, étude des effets sur les traits de cycle de vie (fécondité, survie, etc.)) serviront à la paramétrisation du modèle qui en sortie peut donner une réponse globale de la population dans différents scénarios environnementaux. L'avantage de cette approche est la possibilité de combiner des effets de variabilités naturelles (saisonnalité, fort débit, augmentation de la température, un épisode froid, etc.) avec des scénarios de 'pollution' (apport ponctuel de substances chimiques, diminution progressive des concentrations de contaminants, accident 'chimique', etc.).

Enfin, couplant des analyses quantitatives d'effet de composés toxiques sur les traits de cycle de vie avec des modèles individu-centré, l'écotoxicologie peut dès à présent aspirer à proposer des approches prédictives à différents niveaux d'organisation biologique, et de ce fait se tourner vers une vision intégrée de l'estimation des risques écotoxicologique.

S. Souissi, G. Dur

Tolérance et adaptation à la contamination

La tolérance a été décrite dans de nombreux organismes (micro-organismes, invertébrés, poissons, amphibiens) exposés de façon chronique à des contaminants chimiques organiques (PCB, HAP, pesticides) ou inorganiques (métaux) dans leur milieu. Elle peut être définie comme la capacité à faire face au stress chimique et se manifester par la survie des organismes dans un milieu perturbé dont disparaîtraient des animaux sensibles, le maintien d'une durée de vie normale, le succès de leur reproduction, ou pour les végétaux, une activité de photosynthèse normale en présence de polluants. La tolérance peut être due à des processus variés responsables d'une acclimatation physiologique (non transmissible à la descendance) ou d'une adaptation génétique qui perdurera au cours des générations successives. Le terme de résistance est communément utilisé dans la littérature comme synonyme de tolérance. Toutefois, il n'y a pas un consensus total sur ce point et en particulier les écotoxicologues engagés dans les recherches sur l'origine génétique des mécanismes de défense privilégient le terme de résistance.

D'un point de vue opérationnel, les réponses biologiques impliquées dans la tolérance peuvent fournir des outils écotoxicologiques en tant que biomarqueurs révélant la présence de différentes classes de contaminants (Figure J). Certains sont déjà validés pour être utilisés dans des programmes de biosurveillance (Convention OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est). Par ailleurs, dans un souci de réalisme, il est de plus en plus souvent recommandé de mener les bioessais visant à établir l'écotoxicité de sédiments ou d'effluents sur des organismes représentatifs des milieux concernés. Il est alors nécessaire d'être bien informé sur l'origine des organismes testés et la tolérance éventuellement acquise, pour éviter des faux négatifs. Par exemple, dans une zone polluée historiquement par des mines (Restronguet Creek, UK), des populations de bivalves intra-sédimentaires se sont maintenues au cours des générations malgré des concentrations de zinc dans leurs tissus aussi fortes que $4900 \text{ mg Zn kg}^{-1}$ de chair. Au contraire, des bivalves de la même espèce issus d'un milieu sain et exposés expérimentalement au zinc étaient tués alors que la concentration dans leurs tissus n'atteignait que $650 \text{ mg Zn kg}^{-1}$.

En général, la tolérance va avoir un effet positif sur l'environnement, contribuant au maintien des espèces et donc d'une certaine biodiversité en zones polluées, avec les fonctionnalités qui en dépendent (Figure J). Mais des effets négatifs sont aussi documentés. Ainsi au cours de la biotransformation de polluants organiques, des métabolites réactifs toxiques peuvent se former et contribuer à des phénomènes de cancérisations, fréquemment observés chez des poissons capables de survivre dans les estuaires pollués de la côte est de l'Amérique du Nord. Les mécanismes contribuant à la tolérance ont un coût énergétique qui concurrence l'allocation de l'énergie (prise avec la nourriture) vers la croissance et la reproduction. Ainsi dans la Seine, on a observé la présence de vers estuariens qui parvenaient à la maturité sexuelle alors que leur taille était très faible et qu'en raison de ce faible volume corporel, le nombre d'œufs était inférieur à ce qui était observé dans un site de référence, avec des conséquences vraisemblables sur la densité de population. Enfin, l'existence de populations tolérantes n'est pas toujours une bonne nouvelle pour notre propre espèce puisque cela va permettre la survie d'espèces porteuses de maladies (moustiques, bactéries...) ou vecteurs de transfert de polluants (méthylmercure, PCB...) dans la chaîne alimentaire.

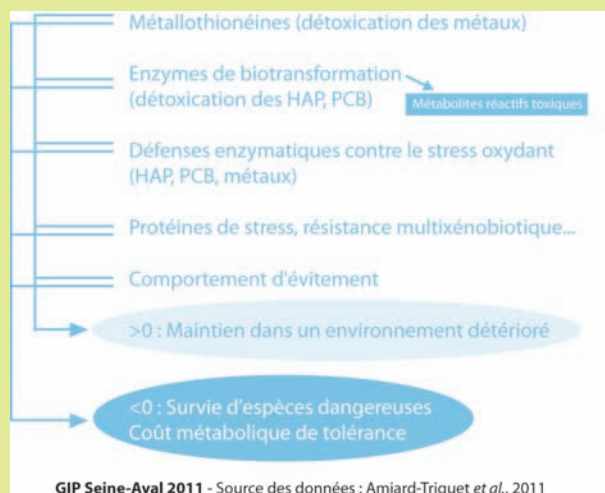


Figure J : Quelques causes et conséquences majeures de la tolérance.

C. Amiard-Triquet

8. Effets sur les communautés

8.1 Généralités

Des indices biotiques ont été développés pour évaluer la qualité de l'environnement et l'état de santé des communautés, notamment celles des macroinvertébrés benthiques, des macrophytes, du phytoplancton, des bactéries, etc. Les principaux indices utilisés sur les communautés benthiques sont basés sur trois critères :

- la richesse en espèces et la diversité. C'est le cas par exemple du Benthic Quality Index (BQI) développé par Rosenberg *et al.* (2004), de l'Indice Biologique Global Adapté (IBGA), de l'Indice Biologique Diatomées (IBD) et de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR). L'hypothèse sous-jacente à l'utilisation de ces indices est que plus un milieu est diversifié et riche, meilleure est sa qualité ;
- le classement des espèces en fonction de leur groupe trophique (suspensivores, déposivores...). C'est par exemple le cas de l'Infaunal Trophic Index (ITI) développé par Mearns *et al.* (1982). De tels indices supposent qu'il y a une structure trophique idéale et que plus un système s'en éloigne, moins la qualité des communautés est bonne ;
- le classement des espèces en groupes écologiques, en fonction de l'enrichissement en matière organique. C'est le cas par exemple de l'AZTI Marine Biotic Index (AMBI) développé par Borja *et al.* (2000) ou du Benthic Opportunistic Polychaetes/Amphipod (BOPA) proposé par Dauvin et Ruellet (2007). Ces indices considèrent que plus un milieu héberge d'espèces ayant une affinité avec la matière organique (capacité difficile à développer pour la plupart des organismes), moins il est de bonne qualité.

Les détails sur ces indices et la manière de les calculer sont développés dans le fascicule Seine-Aval 2.4 (Dauvin *et al.*, 2010). En ce qui concerne l'IBGA (établi en novembre 1996 par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse et le Cabinet GAY Environnement), il correspond à une adaptation aux grands cours d'eau et aux rivières profondes de l'Indice Biologique Global Normalisé (IBGN). Cet indice, utilisable uniquement en eau douce, permet d'évaluer la qualité hydrobiologique d'un cours d'eau. Il est basé sur le nombre de taxa (le niveau retenu est la famille à part quelques exceptions où la détermination s'arrête à l'embranchement) représenté dans l'échantillon et par la composition des peuplements d'invertébrés benthiques des rives de l'estuaire, du chenal et de substrats artificiels immergés dans des habitats présentant des caractéristiques particulières.

L'IBGA est évalué sur une échelle de 0 (très mauvais état écologique) à 20 (très bon état écologique). L'Indice Biologique Diatomées (IBD), normalisé AFNOR NFT 90-354 en décembre 2000 et révisé en décembre 2007, est lui aussi uniquement utilisable en eau douce (et en milieu estuarien sous certaines conditions). Il est basé sur la composition en diatomées* d'un cours d'eau. Il permet d'évaluer la qualité biologique d'une station, de suivre les évolutions spatiales et temporelles de la qualité biologique de l'eau et d'évaluer les conséquences d'une perturbation sur le milieu. Il existe aussi un indice basé sur les macrophytes d'eau douce : l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR), normalisé AFNOR (NF T 90-395 en octobre 2003). L'IBMR traduit le degré d'eutrophisation du cours d'eau lié à la présence d'azote, de phosphore et de matière organique dans l'eau. Ces deux derniers indices sont également évalués grâce à une échelle allant de 0 à 20 (une note au-dessus de 15 représentant une très bonne qualité du milieu).

L'indice de poisson rivière (IPR) normalisé AFNOR (NF T90-344) n'est utilisable qu'en eau douce et représente l'écart entre la composition du peuplement sur une station donnée (échantillonnage par pêche électrique) et la composition du peuplement attendue en situation de référence. La qualité de l'écosystème est évaluée selon une échelle de 0 à 160, et plus la valeur de l'indice est élevée et plus le cours d'eau est dégradé. Cet indice est issu d'une collaboration entre l'ONEMA et de nombreux partenaires.

Des indices de diversité (utilisables pour les milieux marins et dulçaquicoles et pour les communautés benthiques et pélagiques) sont également utilisés, comme la richesse taxonomique (spécifique, générique, etc.). L'indice de biodiversité le plus couramment utilisé est l'indice de Shannon noté H'. Cet indice de diversité est basé sur la diversité spécifique, mais prend également en compte l'abondance relative des espèces au sein des individus prélevés. H' est minimal (=0) si tous les individus du peuplement appartiennent à une seule et même espèce, mais également si, dans un peuplement, chaque espèce est représentée par un seul individu, excepté une espèce qui est représentée par tous les autres individus de la communauté. L'indice est maximal quand tous les individus sont répartis d'une façon égale parmi toutes les espèces. L'indice d'équitabilité de Pielou (J') accompagne souvent l'indice de Shannon. Il correspond à la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique.



Il existe également des indices multicritères. Le Multivariate AMBI (M-AMBI) par exemple, développé par Muxika *et al.* (2007) a été retenu par la France pour qualifier l'état des masses d'eau côtières dans le cadre de la DCE. Cet indice intègre l'AMBI, l'indice de Shannon et la richesse spécifique (Dauvin *et al.*, 2010).

Ces indices renseignent sur la diversité spécifique ou taxonomique, mais la diversité est aussi génétique. C'est-à-dire que plus une espèce présente de génotypes différents, plus elle a de possibilité de s'adapter en cas de perturbations du milieu. Ainsi, lors d'une exposition à des contaminants chimiques, il est possible que les indices précédents n'indiquent pas de diminution de la diversité spécifique alors que cette contamination aura provoqué une diminution de la diversité génétique par une sélection des génotypes les plus résistants, au sein d'une même espèce. Toute perturbation, qu'elle ait des conséquences au niveau moléculaire ou communautaire, peut bouleverser l'équilibre d'un écosystème.

8.2 Le cas de l'estuaire de la Seine

Indices biotiques

La baie de Seine présente les densités moyennes d'individus par groupe faunistique (mollusques, échinodermes, crustacés et poissons) les plus importantes en comparaison à d'autres sites localisés tout le long des côtes de la Manche (Morin *et al.*, 2001). Certains indices biotiques indiquent que l'embouchure de la Seine est en bon état écologique (AMBI, BOPA). A l'inverse, d'autres indices biotiques (BQI, IBGA et IBD) indiquent que l'embouchure de la Seine est en mauvais, moyen ou médiocre état écologique (Figure 46 ; Dauvin *et al.*, 2005, DDTM, 2008).

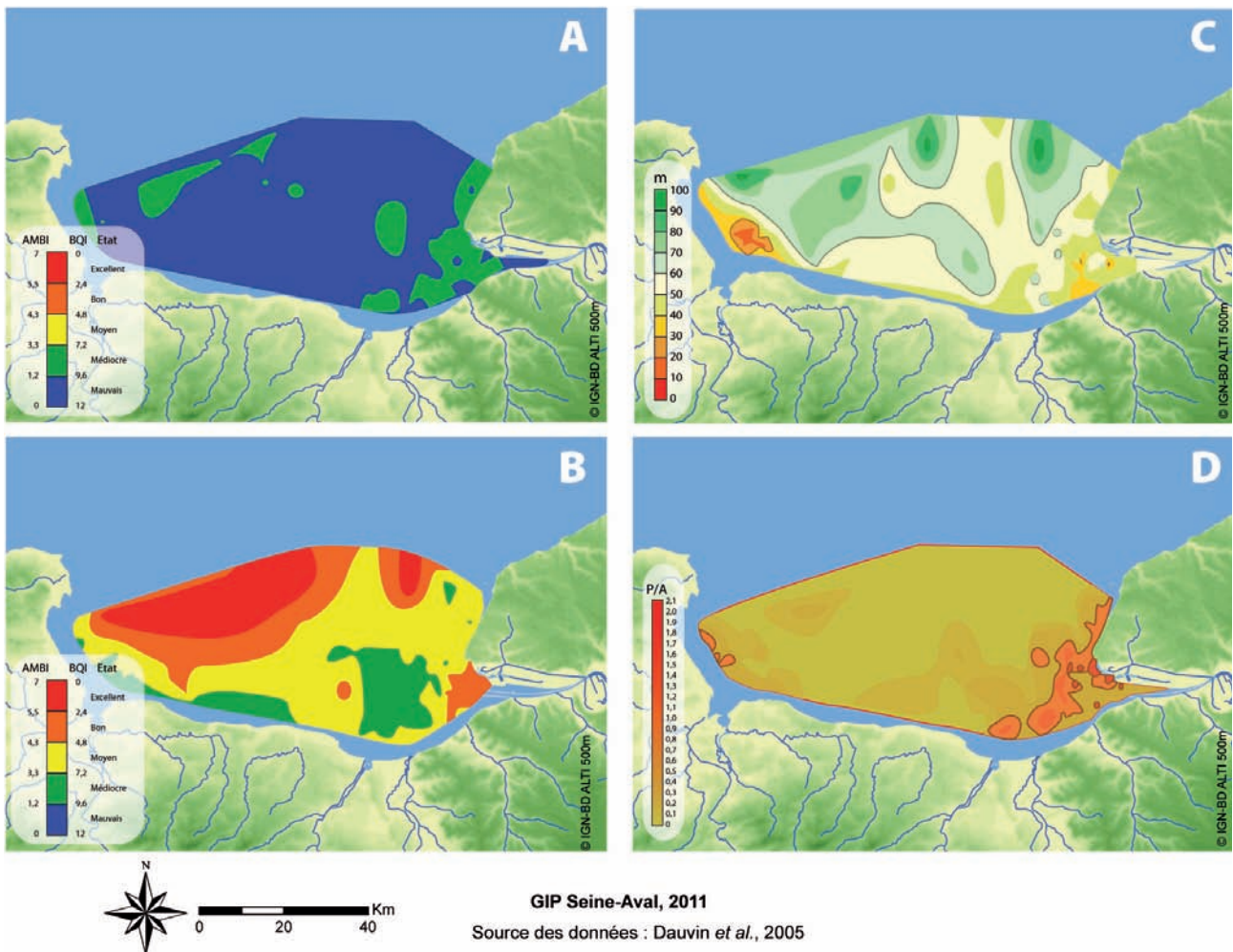


Figure 46 : Etat des peuplements de la baie de Seine vue avec quatre indices : A = AMBI, B = BQI, C = ITI : plus l'ITI est faible plus le milieu est perturbé, D = Rapport polychète/amphipodes : plus ce rapport est élevé, plus le milieu est perturbé. Les données sont acquises entre 1986 et 2002.

Structure de communauté

Une étude portant sur la diversité des foraminifères dans l'estuaire de la Seine (Debenay, 2009) révèle que le nombre de taxa et la richesse spécifique des assemblages vivants sont inférieurs dans l'estuaire de la Seine que dans celui de l'Authie (site de référence situé dans la Somme). Une étude réalisée en microcosme, sur des sédiments de la Seine, montre que l'exposition à du mercure entraîne une modification de la structure de la communauté bactérienne du sédiment avec une diminution de la diversité et l'émergence de nouvelles espèces. De plus, la diversité génétique va diminuer avec une sélection des génotypes résistants, les espèces résistantes devenant les espèces dominantes (Ramond *et al.*, 2009).

8.3 Bilan

Dans la partie dulçaquicole de l'estuaire, les indicateurs utilisés sont l'IBGA et l'IBD, indicateurs de la qualité des milieux. Les résultats montrent que ces milieux sont relativement perturbés. De l'estuaire moyen à la baie, les indices retenus sont divers et selon les indices utilisés et les critères pris en compte, la vision de la qualité de l'embouchure et de la baie de Seine varie beaucoup (de mauvais à bon état écologique ; Figure 47). Sur la base de cette approche, il est donc difficile d'avoir une vision globale de l'état de santé de cet écosystème, et de le relier à sa contamination chimique.

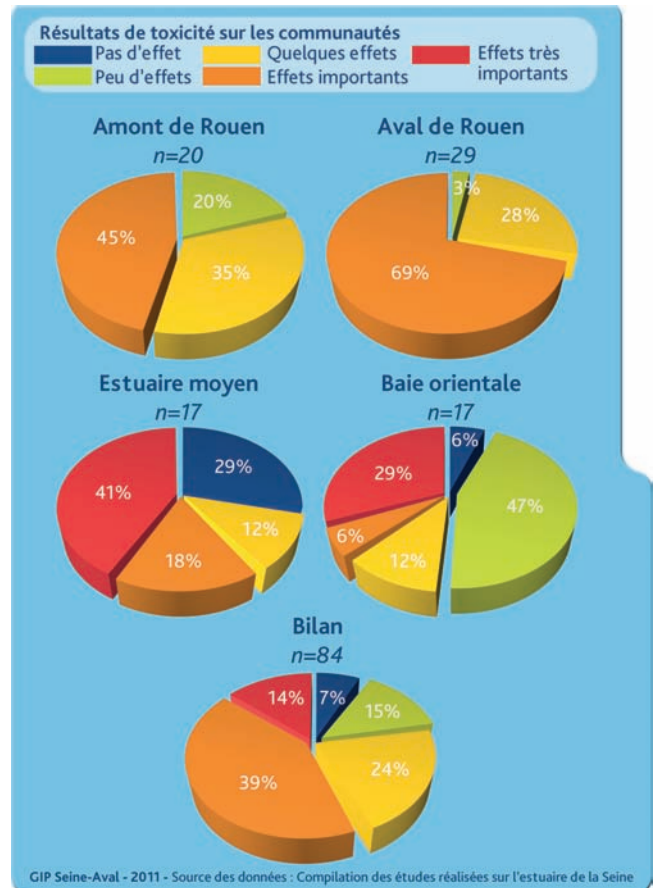


Figure 47 : Résultats des analyses d'effets sur les communautés in situ en fonction des secteurs de l'estuaire.

Chapitre 3. Bilan des études réalisées dans l'estuaire de la Seine

Afin de synthétiser les effets de la contamination chimique sur les organismes vivant dans l'estuaire de la Seine, une analyse semi-quantitative des résultats obtenus a été réalisée. Pour chaque résultat, les éléments suivants sont repris :

- la source du résultat (référence) : articles scientifiques, rapports scientifiques Seine-Aval, thèses, rapports du PNETOX, rapport du GDR IMOPHYS, bulletins RNO, etc. ;
- les informations temporelles : année et mois ou saison de prélèvement (aucun critère de date n'est imposé) ;
- les informations géographiques : secteur de l'estuaire (Amont de Rouen = Poses – Rouen, Aval de Rouen = Rouen – Vieux-Port, estuaire moyen = Vieux-Port – Honfleur, et baie de Seine orientale = large d'Honfleur ; Figure 2), site précis et site de référence (s'il est présent) ;
- les informations concernant la matrice du test : la matrice concernée par le prélèvement, le groupe d'organismes (bactérie, poisson, mollusque, etc.), le nom de l'espèce, l'organe sur lequel est mesuré le paramètre étudié ;
- les informations sur le test : l'exposition (*in situ*, laboratoire) et des précisions sur cette exposition, le biomarqueur utilisé et son type (exposition, moléculaire, cellulaire, etc.) et le type d'effet recherché. Afin de simplifier la lecture de cette partie, des termes génériques ont été utilisés : effets sur le génome (=généotoxicité), effets sur le système nerveux (=neurotoxicité), pathogénicité et effets sur le système immunitaire (=immunotoxicité), perturbations endocriniennes, effets sur la reproduction et le développement (=reprotoxicité) ;
- les informations sur le résultat : une note est estimée sur une échelle de 0 à 4 (0=pas d'effets, 1=quelques effets mais rares, 2=quelques effets ou pas d'interprétations possibles, 3=effets mais pas systématiques, 4=effets marqués) et des remarques éventuelles sur le résultat.

Au total, cette synthèse prend en compte 76 références bibliographiques pour 1491 résultats.

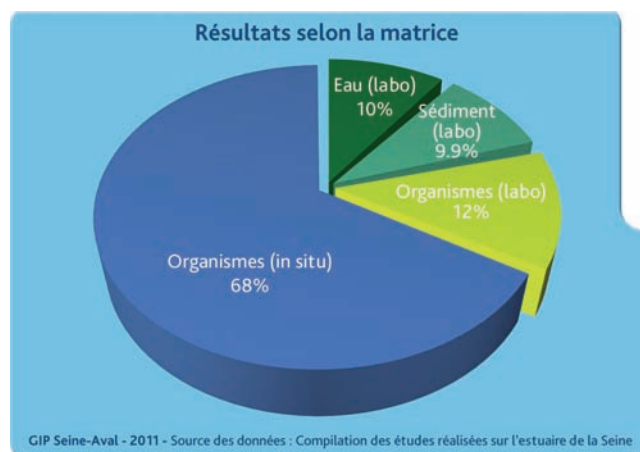


Figure 48 : Pourcentage du nombre de résultats en fonction des différentes matrices (n=1491).

Les résultats obtenus sur les organismes *in situ* représentent 68% des résultats, 20% concernent des analyses de laboratoire sur l'eau et le sédiment de l'estuaire de la Seine (mesure du potentiel toxique de ces deux matrices). Les 12% restant correspondent à des tests réalisés sur des organismes prélevés dans l'estuaire de la Seine et exposés en laboratoire à des molécules modèles, et à des organismes de laboratoire exposés à des échantillons d'eau de la Seine (Figure 48).

La moitié des organismes étudiés *in situ* sont des mollusques (49%). Les annélides (exclusivement *Hediste diversicolor*) et les poissons (essentiellement le flet, le gardon et la limande) ont également été le support de nombreuses études. Les peuplements et les communautés (animaux et végétaux) représentent 7%

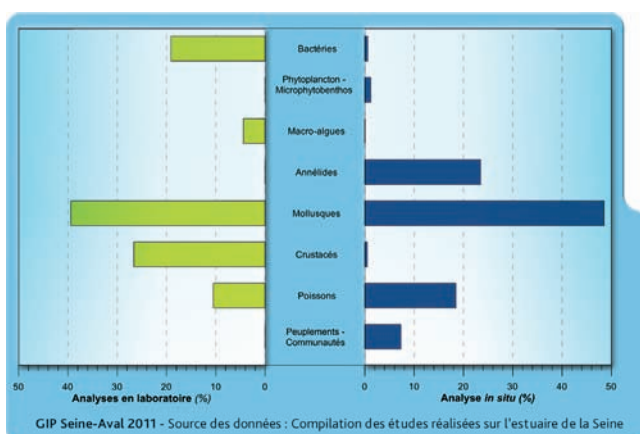


Figure 49 : Pourcentage du nombre de résultats *in situ* (n=1014) et en laboratoire (n=477) en fonction des différentes catégories d'organismes.

des résultats. Les études *in situ* sur les crustacés (le copépode *Eurytemora affinis*) ne représentent que 0,5% des résultats, car ces organismes sont surtout utilisés pour des études en laboratoire, pour lesquelles ils représentent 28% des organismes. Les mollusques sont les organismes les plus utilisés pour ces mêmes études de laboratoire (41%). Les bactéries représentent 20% des organismes employés en laboratoire. En effet, elles sont utilisées pour tous les tests de potentiel génotoxique ou mutagène sur les sédiments et l'eau. Les poissons restent relativement peu utilisés en laboratoire, ils représentent 11% des résultats (Figure 49).

Pour les résultats obtenus *in situ*, 36% sont obtenus sur l'estuaire moyen, 22% pour l'amont de Rouen et 27 % pour la baie de Seine orientale. L'aval de Rouen (15%) est le secteur de l'estuaire le moins étudié. Lors des études de laboratoire, l'estuaire moyen est le secteur le plus représenté, suivi de l'amont de Rouen, l'aval de Rouen et de la baie orientale (Figure 50).

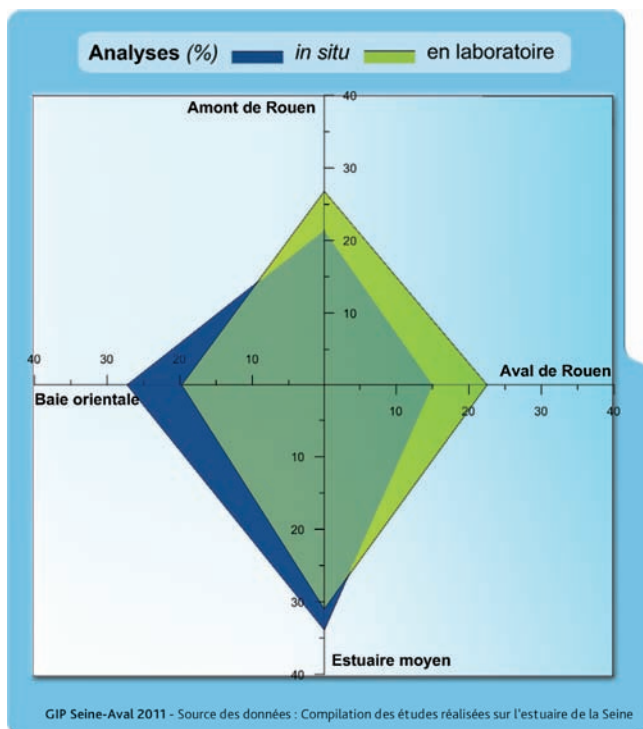


Figure 50 : Pourcentage du nombre de résultats *in situ* (n=1014) et en laboratoire (n=477) en fonction des différents secteurs de l'estuaire.

Pour les études *in situ*, la majorité des marqueurs utilisés sont des marqueurs d'exposition (40%), c'est-à-dire des marqueurs mettant en évidence une éventuelle exposition à la contamination, mais qui ne révèlent pas systématiquement des effets sur les organismes. Les marqueurs utilisés aux différents niveaux d'organisation biologique (de la molécule à la communauté) sont en proportions équivalentes, entre 10% et 13%, à l'exception des marqueurs cellulaires (5%). Pour les études de

laboratoire, plus de 50% des marqueurs utilisés sont des marqueurs du niveau individuel (indice de condition, mortalité, mesures biométriques, etc.). Les marqueurs d'exposition ne représentent plus que 27% des résultats. Que ce soit *in situ* ou en laboratoire, les marqueurs cellulaires sont peu nombreux et restent peu utilisés (Figure 51).

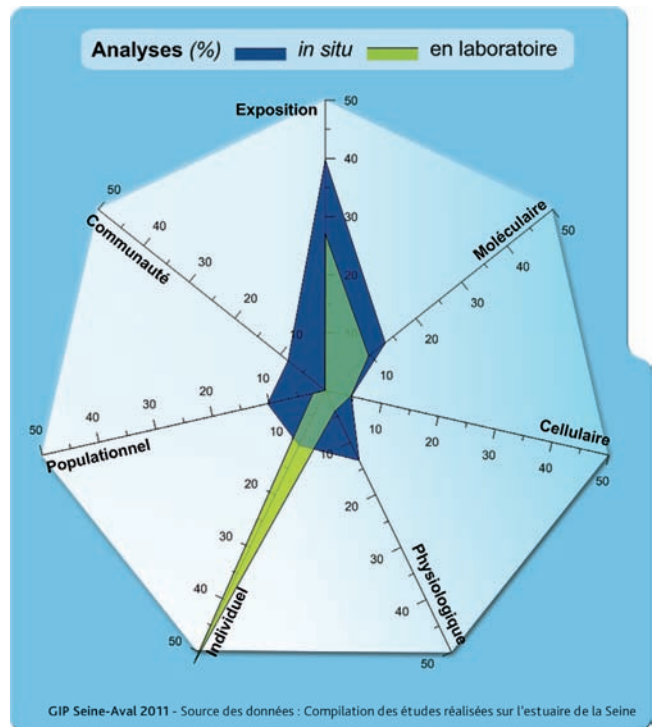


Figure 51 : Pourcentage du nombre de résultats *in situ* (n=1014) et en laboratoire (n=477) pour chaque type de marqueur.

La Figure 52 indique que les effets les plus étudiés lors des études *in situ*, sont les effets physiologiques (45%). Il faut également noter que les marqueurs concernant cette catégorie sont les plus nombreux. Les effets génotoxiques et reprotoxiques représentent respectivement 14%

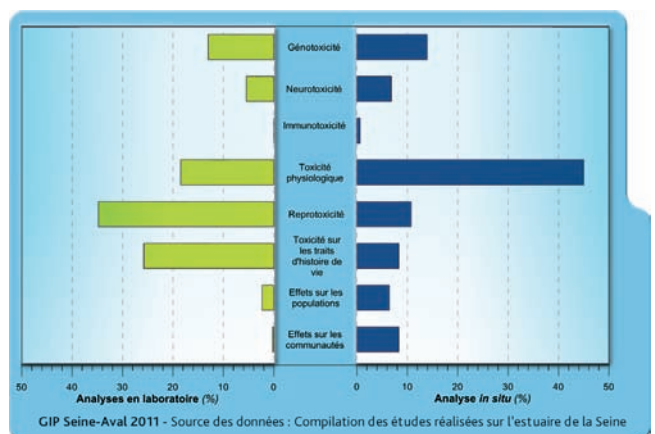


Figure 52 : Pourcentage du nombre de résultats *in situ* (n=1014) et en laboratoire (n=477) en fonction du type d'effet.

et 11%, les marqueurs disponibles pour évaluer ces effets étant également assez nombreux. En laboratoire, les trois types d'effets les plus étudiés sont les effets reprotoxiques, les effets sur les traits d'histoire de vie et sur la physiologie des organismes (respectivement 35%, 26% et 18%). L'étude de la génotoxicité représente la même proportion que pour les études *in situ*, soit 13%.

Au-delà de l'analyse quantitative des tests réalisés sur l'estuaire de la Seine, il est possible de faire une synthèse en fonction des niveaux d'effets observés (pas d'effet, peu d'effets, quelques effets, effets importants, effets très importants). A partir de ces niveaux d'effets, un indice a été calculé selon la formule suivante :

$$\text{Indice d'effets} = 100 \times \frac{\text{effets importants} + \text{effets très importants}}{\text{pas d'effet} + \text{peu d'effet} + \text{effets importants} + \text{effets très importants}}$$

Plus cet indice est proche de 100, plus les résultats des études révèlent des effets importants ou très importants. A l'inverse, un indice proche de 0 signifie que peu ou pas d'effets ont été observés.

L'analyse des résultats par niveau d'organisation biologique (Figure 53) montre que les trois niveaux les plus affectés (individus, population et communauté) sont ceux pour lesquels le plus d'effets importants et très importants sont observés (indice d'effets entre 70 et 80). Pour les niveaux d'organisation inférieurs (exposition, moléculaire, cellulaire et physiologique), l'indice d'effets est plus faible (compris entre 30 et 50).

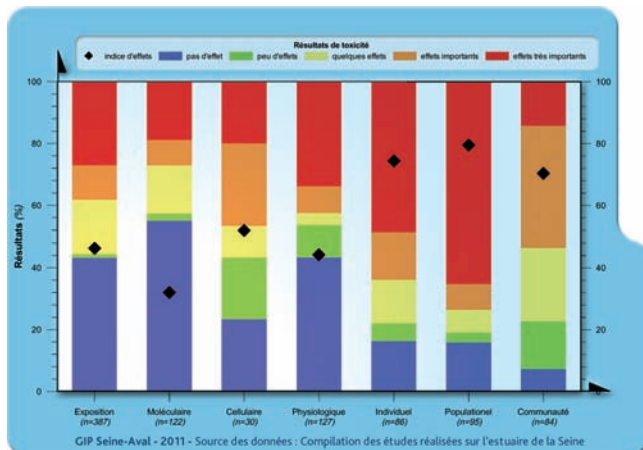


Figure 53 : Niveau d'effets mis en évidence par les études *in situ* réalisées dans l'estuaire de la Seine selon le type de marqueur. ♦ : Indice d'effets = 100 x (effets très importants + effets importants) / (pas d'effets + peu d'effets + effets importants + effets très importants).

Cependant, ces résultats sont à prendre avec précaution car fortement dépendants du nombre et de la sensibilité des marqueurs utilisés. Si un seul marqueur assez

sensible est utilisé, alors la grande majorité des résultats mettra en évidence des effets ; si de nombreux marqueurs, de sensibilité différente sont employés, les résultats seront plus variables ; si un seul biomarqueur peu sensible est employé, alors il sera conclu indûment que la contamination n'a pas d'effet. Pour les analyses réalisées dans l'estuaire de la Seine, les biomarqueurs d'exposition, moléculaires et physiologiques sont plus nombreux que les marqueurs individuels ou populationnels et certains ont été expérimentés afin de savoir s'ils pouvaient mettre en évidence des effets : au vu des résultats, soit ils ne se sont pas révélés assez sensibles, soit ils indiquent qu'il n'y a effectivement pas d'effets. De plus, les marqueurs individuels et populationnels sont souvent des marqueurs intuitifs et connus qui montrent régulièrement des effets, d'où leur utilisation.

La Figure 54 indique que les poissons sont les organismes sur lesquels les analyses donnent le plus de résultats positifs (indice d'effets = 76). Viennent ensuite les peuplements et les communautés (indice d'effets = 70), bien que le maximum d'effets soit rarement atteint. Pour les mollusques et les annélides, l'indice d'effets est légèrement inférieur à 50. Pour les poissons, les marqueurs de niveaux d'organisation élevée sont proportionnellement plus utilisés que pour les mollusques ou les annélides ce qui expliquerait les effets plus importants observés chez les poissons.

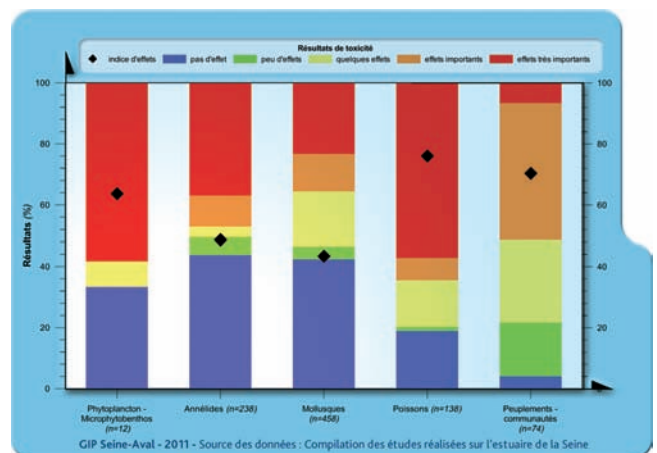


Figure 54 : Niveau d'effets mis en évidence par les études *in situ* réalisées dans l'estuaire de la Seine selon les organismes. ♦ : Indice d'effets = 100 x (effets très importants + effets importants) / (pas d'effets + peu d'effets + effets importants + effets très importants).

Les copépodes, également affectés par la contamination, ne sont pas représentés sur cette figure, car elle ne reprend que les analyses *in situ*. Cependant, de nombreux tests ont été réalisés en laboratoire sur *E. affinis*, organisme important pour l'écologie estuarienne et présent à de fortes densités dans le gradient de salinité.

Pour cette espèce, l'indice d'effets est de 66 (n=100), ce qui indique une prépondérance de résultats avec des effets importants ou très importants liés à la contamination chimique.

En ce qui concerne l'analyse par type d'effets (Figure 55), les effets sur les traits d'histoire de vie, les peuplements et les communautés sont importants et l'indice d'effets est supérieur à 70. Les analyses de génotoxicité, neurotoxicité, toxicité physiologique et reprotoxicité indiquent des effets moindres (indices d'effets compris entre 40 et 60).

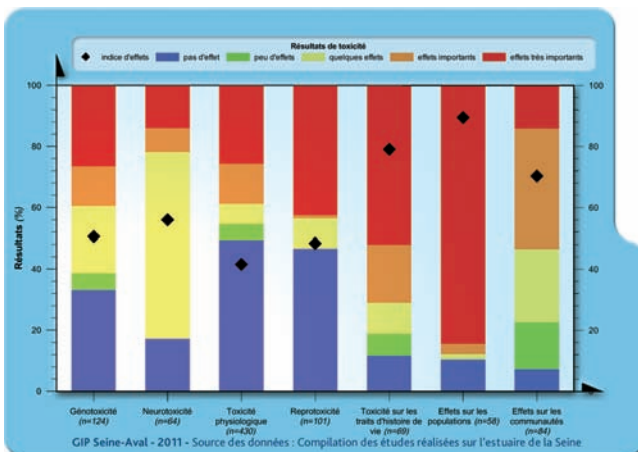


Figure 55 : Niveau d'effets mis en évidence par les études in situ réalisées dans l'estuaire de la Seine selon les types d'effets. ♦ : $\text{Indice d'effets} = 100 \times (\text{effets très importants} + \text{effets importants}) / (\text{pas d'effets} + \text{peu d'effets} + \text{effets importants} + \text{effets très importants})$.

Chapitre 4. Analyse du risque environnemental

Le principe de l'évaluation du risque chimique dans l'environnement est basé sur la mise en relation du niveau de contamination connue ou prévisible d'un contaminant dans l'environnement avec les effets indésirables de cette substance sur des organismes de cet environnement. Les effets sont déterminés à partir des données d'écotoxicité disponibles dans la littérature scientifique. Le risque est positif lorsque le niveau de contamination dans le milieu est supérieur aux concentrations entraînant les premiers effets.

Le danger d'une substance est représenté par les capacités néfastes inhérentes à cette substance et liées à ses propriétés intrinsèques.

L'exposition des organismes est caractérisée par les concentrations des substances chimiques dans l'eau, le sédiment ou directement dans le biote, qu'elles soient mesurées (par analyses dans le milieu) ou calculées (par des modèles de dispersion). Le suivi de ces trois compartiments est utilisé pour l'estimation de l'exposition des organismes à la contamination chimique dans l'environnement.

La méthode européenne décrite dans le TGD (Technical Guidance Document) est utilisée dans le cadre de la DCE et repose sur deux postulats :

- la protection des espèces d'un écosystème protège sa structure et donc son fonctionnement ;
- la protection de l'espèce la plus sensible permet la protection de l'ensemble de l'écosystème.

Le TGD est une approche prédictive/préventive (voir Chapitre 1. Concepts et définitions). La caractérisation du risque, selon cette méthode, se décompose en quatre étapes :

- l'évaluation des dangers (qui correspond à la connaissance des propriétés toxiques des contaminants) ;
- l'évaluation des effets (détermination des concentrations maximales sans effet, les PNEC : Predictable Non Effect Concentration) ;
- l'évaluation de l'exposition (détermination des concentrations environnementales, les PEC : Predicted Environmental Concentration), souvent grâce à la modélisation de dispersion des substances ;

- la caractérisation du risque (rapport PEC/PNEC). Cette méthodologie est adaptée à une approche préventive (pour évaluer le risque avant la mise sur le marché d'une molécule), mais sa pertinence *in situ* (approche rétrospective : évaluation des conséquences de perturbations sur des milieux déjà contaminés) est très discutée.

Le TGD présente certains avantages. Il permet, par exemple, une utilisation harmonisée à l'échelle européenne. Il est applicable à partir de données déjà acquises et ne requiert donc pas nécessairement l'acquisition de nouvelles données, ce qui réduit le coût de la mise en œuvre de cette méthode. De plus, son application est relativement simple, enfin, il n'existe pas, aujourd'hui, d'alternative pertinente. Cependant, plusieurs désavantages sont associés au TGD. Tous les contaminants ne présentent pas le même comportement vis-à-vis de l'eau (hydrophiles ou hydrophobes), ce qui complique la phase de modélisation (utilisée pour déterminer les PEC) (Guérit et Bocquené, 2005, 2006). Cet aspect est faiblement pris en compte par le TGD. Il s'avère également que le TGD est difficilement adaptable pour évaluer le risque dans les estuaires (fortes contraintes physico-chimiques : marée, apports d'eau douce, turbidité, aménagements ; fort gradient de diversité des espèces lié à la gradation des caractéristiques physico-chimiques : salinité, température, oxygène ; et de fortes concentrations en contaminants). Une autre limite de cette méthodologie est qu'elle ne prend pas en compte la potentielle interaction entre les substances, car l'approche TGD se fait substance par substance (Guérit et Bocquené, 2006).

Les concentrations sans effet (PNEC) résultent de données toxicologiques auxquelles sont appliqués des facteurs d'extrapolation (de précaution) allant de 10 à 10000 en fonction du nombre et de la qualité de données disponibles. Il en résulte que les données de PNEC sont parfois très éloignées de la réalité de la toxicité environnementale d'une substance. De plus, pour l'évaluation des PNEC, ne sont pris en compte que des effets irréversibles tels que la mortalité, la réduction de la croissance et la perturbation de la reproduction, mais les biomarqueurs ne sont pas pris en considération tant que leur signification écologique, c'est-à-dire l'impact sur les espèces ou les populations, n'est pas mieux compris (Burgeot *et al.*, 2007).

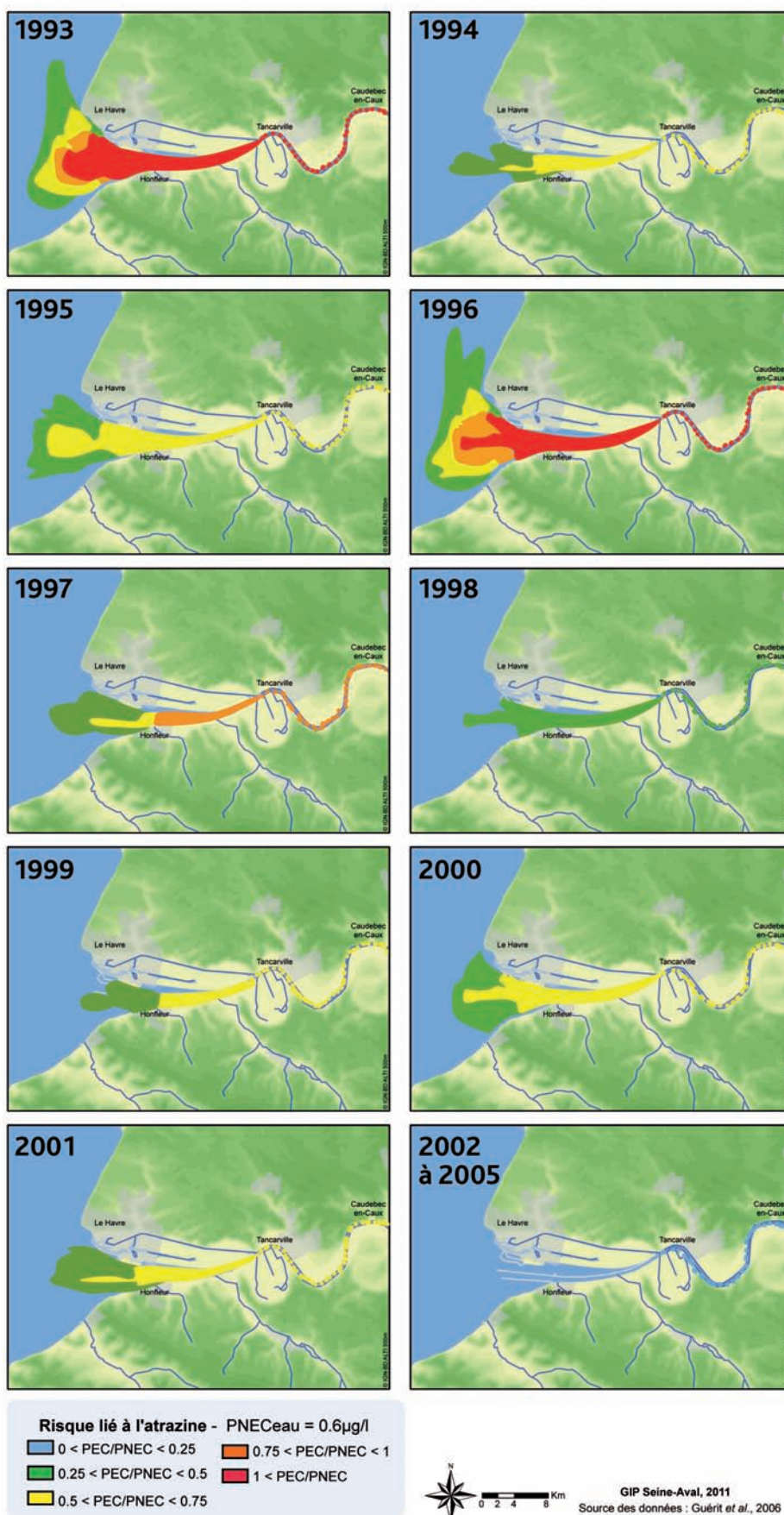


Figure 56 : Analyse du risque environnemental lié à l'atrazine dans l'estuaire de la Seine de 1993 à 2005. Les zones rouges montrent le dépassement de la Norme de Qualité Environnementale pour cette substance.

L'évaluation du risque pour les espèces du compartiment sédimentaire vis-à-vis des contaminants hydrophobes (HAP, PCB, PBDE, insecticides organochlorés, etc.) par la méthodologie TGD est soumise à de nombreuses incertitudes et approximations tant le transfert de ces substances dans le sédiment et dans les organismes est complexe et peu renseigné (les constantes de partition sont très dépendantes de la nature du sédiment et les constantes de bioaccumulation sont très variables en fonction de l'espèce considérée).

Une simulation du risque induit par l'atrazine et le diuron dans l'eau de l'estuaire et de la baie de Seine a été réalisée de 1997 à 2005. Les concentrations initiales sont issues de mesures à Poses pour l'atrazine et à La Bouille pour le diuron, puis la dispersion de ces molécules est modélisée grâce au modèle SIAM 3D. Le risque induit par l'atrazine est positif en 1993 et en 1996. Après son interdiction en 2003, le risque lié à cette substance disparaît de l'estuaire et de la baie de Seine (Figure 56). En ce qui concerne le diuron, le risque en période printanière (période d'épandage) sur l'estuaire amont, moyen et sur une partie de la baie est important et présent tous les ans, mais décroît depuis 2001 (Guérit et Bocquené, 2006).

Une simulation a également été réalisée sur les métaux (cadmium, nickel ou plomb) et les HAP en appliquant la méthodologie du TGD. Cependant, les résultats sont discutables. L'analyse du risque pour les HAP aboutit à une surestimation du risque environnemental pour ces composés. Il est donc impossible de valider la méthode TGD en ce qui concerne les HAP (Guérit et Bocquené, 2006).

Cette méthodologie a également été appliquée aux données acquises par les réseaux de surveillance des eaux et des sédiments (Lachambre et Fisson, 2007). Le risque environnemental a ainsi été estimé pour les principales familles de contaminants (métaux, HAP, PCB, pesticides, phtalates, organoétains) dans les différents secteurs de l'estuaire de la Seine. Il ressort de ce travail un risque environnemental lié aux HAP, aux PCB et à certains métaux dans le sédiment. Pour quelques pesticides, un risque potentiel a été mis en évidence dans les eaux. Bien que le traitement ait été réalisé pour minimiser les incertitudes liées à la détermination des PEC et des PNEC, ces conclusions sont à pondérer et doivent être considérées comme un travail exploratoire.

Alors que l'approche TGD considère les substances de manière isolée, la méthodologie TIE (Toxicity Identification Evaluation ou encore EDA : Effect-Directed Analysis) vise à déterminer l'ensemble des molécules impliquées dans

un effet observé pour retrouver la source potentielle du danger. C'est une approche rétrospective (voir Chapitre 1. Concepts et définitions). Grâce à une combinaison de méthodes chimiques et toxicologiques, la méthodologie TIE permet de caractériser et d'identifier les composés (ou familles de composés) responsables de potentiels effets toxiques à partir d'échantillons prélevés dans le milieu naturel, quel que soit le type de milieu aquatique (fleuve, estuaire, baie, large). Mais elle ne permet pas de renseigner sur le niveau de risque, car elle ne tient pas compte de l'exposition des organismes aux substances chimiques.

Les échantillons sont fractionnés *in vitro* en fonction de leurs propriétés chimiques. Pour chaque fraction, le potentiel toxique est testé. Si une fraction se révèle réactive, alors celle-ci est de nouveau fractionnée et la toxicité de chacun des fragments est alors évaluée. Ces fractionnements sont répétés jusqu'à obtenir la substance (ou famille de substance) responsable de la toxicité (Figure 57).

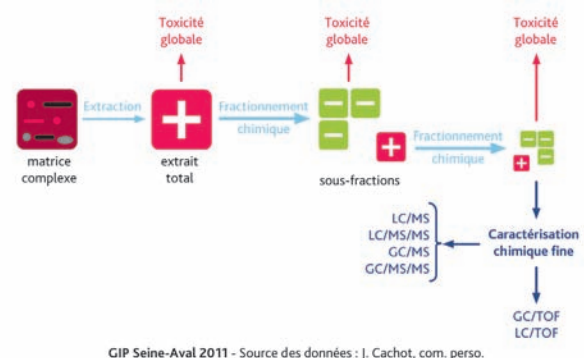


Figure 57 : Principe de la méthode TIE.

La fraction organique d'un sédiment prélevé à La Bouille a été analysée grâce à cette méthode TIE (Lebailly *et al.*, 2003). Les résultats des SOS Chromotest indiquent que la fraction AI-F1 (extrait organique total : hydrocarbures, pesticides, PCB) est potentiellement génotoxique. Cette fraction a donc été fractionnée à nouveau en Si-F4, Si-F5 et Si-F6. La fraction Si-F4 renferme des alcanes et ne présente pas de potentiel génotoxique. Il s'avère que la fraction Si-F5 apparaît plus génotoxique que l'extrait brut. Le pouvoir génotoxique de cet extrait pourrait être partiellement masqué au niveau de l'extrait brut par l'interaction avec les autres substances. Cette fraction renferme majoritairement des HAP et des PCB responsables de la génotoxicité des sédiments de la Seine (Figure 58).

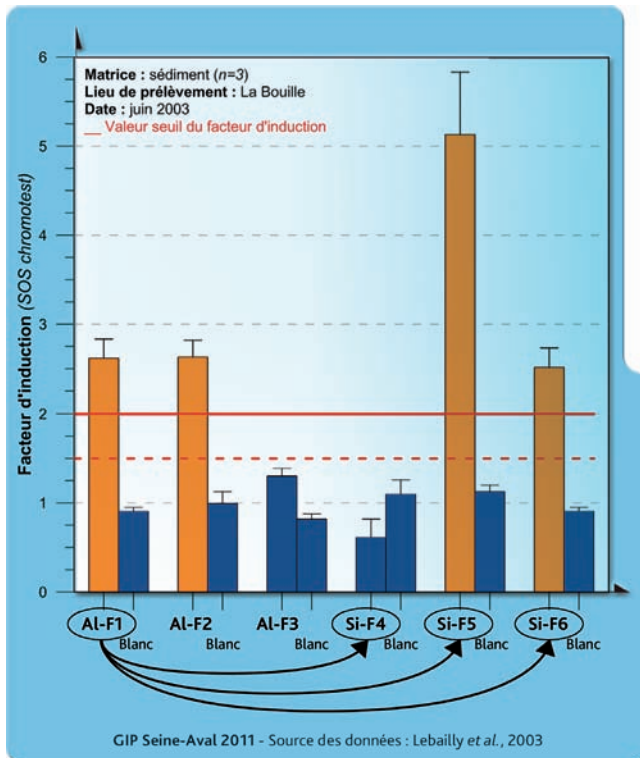


Figure 58 : Potentiel génotoxique (SOS Chromotest après bioactivation) de différentes fractions organiques d'un sédiment.

Grâce à cette méthode, Gallien-Landriau (2003) a mis en évidence que 15% de l'activité œstrogénique totale des échantillons de bile de flets mâles prélevés dans l'estuaire de la Seine était due à des nonylphénols-polyéthoxylates.

Conclusion et perspectives

Une recherche scientifique active et importante est menée depuis de nombreuses années (près de 1500 résultats visant à identifier les effets de la contamination dans l'estuaire de la Seine ont été répertoriés) pour estimer les effets de la contamination chimique sur les organismes présents dans l'estuaire de la Seine. Ce travail a permis de mettre en évidence des effets de la contamination dans l'estuaire de la Seine, mais aussi de faire apparaître un certain nombre de lacunes face à la complexité du système estuarien.

Les travaux recensés couvrent l'estuaire de la Seine depuis le barrage de Poses jusqu'à la baie de Seine orientale avec une égale répartition entre les secteurs 'amont de Rouen', 'aval de Rouen', 'estuaire moyen' et 'estuaire aval/baie orientale', même si les organismes étudiés peuvent différer selon les secteurs. Dans l'estuaire moyen, les études ont surtout porté sur les annélides et les crustacés alors qu'en baie orientale elles ont essentiellement été dirigées vers les poissons et les mollusques. Ces derniers sont d'ailleurs les organismes les plus étudiés à l'échelle de l'estuaire.

Les effets de la contamination du milieu observés de manière récurrente sur les mollusques, les annélides et les crustacés sont : des cassures à l'ADN sur des moules bleues et des dreissènes, l'inhibition d'une enzyme impliquée dans la transmission de l'influx nerveux chez des copépodes et des vers, le développement d'un organe de reproduction mâle chez des femelles de nucelle, etc.

Les poissons sont les organismes de l'estuaire de la Seine sur lesquels le plus de dysfonctionnements sont observés :

- sur le génome : apparition de lésions tumorales après exposition en laboratoire à des sédiments prélevés dans l'estuaire ;
- sur le système nerveux, sur la physiologie, sur le système immunitaire : présence de nécroses cutanées et de lymphocystis chez des flets ;
- sur la reproduction et le développement : perturbations endocriniennes, présence de tissus intersexués chez des flets ; dérèglements hormonaux chez des flets et des gardons, etc. Ces effets de la contamination sur la reproduction et le développement sont à souligner, car des répercussions sont possibles sur les populations et les communautés (modification des sex-ratios, des structures de population, etc.).

L'analyse des résultats effectuée dans cette synthèse, montre que c'est au niveau des populations et des communautés que les effets sont les plus marqués. Les résultats dans ce domaine étant essentiellement acquis sur les communautés benthiques, un élargissement de la recherche à d'autres populations et communautés permettrait de confirmer (ou non) cette tendance.

Cette synthèse apparaît comme une compilation de nombreuses études visant à établir des effets de la contamination sur des organismes, mais elle laisse apparaître un déficit de connaissances pour appréhender la complexité du vivant (interactions avec le milieu, adaptation des organismes à la contamination et acquisition de tolérances, etc.). Des questions se posent également sur le risque environnemental induit par la contamination chimique d'un milieu estuarien, bien que différentes approches soient développées : identification des composés actifs dans le milieu, comparaison de l'exposition des organismes à des concentrations seuils, modélisation de l'extrapolation des effets de l'individu à la population.

La mise en place d'un suivi environnemental de l'état de santé de l'estuaire de la Seine et de son évolution permettrait de mieux appréhender ce questionnement sur les effets de la contamination sur les organismes. En effet, la mesure d'un ensemble de marqueurs couvrant les effets potentiels (sur le génome, le système nerveux, la reproduction et le développement, etc.) de la contamination sur différents organismes représentatifs du réseau trophique permettrait de compléter nos connaissances, en dégagant des évolutions spatiales et temporelles de ces effets, et en apportant des éléments pour les relier aux pressions anthropiques et environnementales.

Bibliographie

- Abarnou A., Burgeot T., Chevreuil M., Leboulenger F., Loizeau V., Jaouen-Madoulet A., Minier C.,** 2000. 13. Les contaminants organiques : Quels risques pour le monde vivant ? Fascicule Seine-Aval, p35.
- Agence de l'Eau Seine Normandie (AESN),** 2008. Guide des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie. ISBN : 978-2-9523536-2-5. 272p. [en ligne]: <http://www.eau-seine-normandie.fr/index.php?id=5327>
- Akcha F., Vincent Hubert F., Pfohl-Leszkowicz A.,** 2003. Potential value of the comet assay and DNA adduct measurement in dab (Limanda limanda) for assessment of *in situ* exposure to genotoxic compounds. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, 534 (1-2), p21-32.
- Amiard-Triquet C., Berthe T., Créach A., Denis F., Durou C., Gévaert F., Mouneyrac C., Ramond J.-B., Petit F.,** 2009. Tolerance in organisms chronically exposed to estuarine pollution. In: Amiard-Triquet C. and Rainbow P. S. (Ed.), Environmental Assessment of Estuarine Ecosystems : A Case Study. CRC Press - Taylor & Francis Group, Boca Raton, p135-157.
- Amiard-Triquet C., Roméo M., Rainbow P. S.,** 2011. Tolerance to Environmental Contaminants. CRC Press, *in press*.
- BKH Consulting Engineers,** 2000. Toward the establishment of a priority list of substances for further evaluation of their role in endocrine disruption; preparation of a candidate list of substances as a basis for priority setting. Delft, The Netherlands. European Commission DG ENV Final Report M0355008/1786Q/10/11/00, p29.
- Borja A., Franco J., Perez V.,** 2000. A marine biotic index to the establish ecology quality of soft-bottom benthos within european estuarine coastal environments. Marine Pollution Bulletin, 40 p1100-1114.
- Budzinski H., Le Dû-Lacoste M., Le Menach K., Morin B., Burgeot T., Akcha F.,** 2008. Etude des phénomènes de bioaccumulation/biotransformation des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) par les organismes aquatiques (poissons). Relation exposition-génotoxicité. Mai 2008. Rapport PNETOX, p91.
- Burgeot T., Bocquené G., Cachot J., Vincent F., Godefroy D.,** 1996. Thème 4 : Effets biologiques des contaminants dans l'estuaire et la baie de Seine. Seine-Aval 1, p1-28.
- Burgeot T., Budzinski H., Auffret M., Laroche J., Caquet T., Lagadic L., Cachot J., Minier C., Leboulenger F. et al.,** 2007. Rapport d'activité du GDR IMOPHYS d'écotoxicologie marine : novembre 2003 à octobre 2007. Novembre 2007. Nantes. p134.
- Burgeot T., Minier C., Bocquené G., Vincent F., Cachot J., Loizeau V., Jaouen A., Miramand P., Guyot T. et al.,** 1999. 14. Des organismes sous stress. Fascicule Seine-Aval, p36.
- Burgeot T., Vincent F., Bocquené G., Cachot J., Godefroy D.,** 1997. Thème 4 : Effets biologiques des contaminants chez le flet en estuaire de Seine. Seine-Aval 1, p226-237.
- Cachot J.,** 1998. Caractérisation et analyse de la mutagenèse du gène suppresseur de tumeurs P53 chez le flet, *Platichthys flesus* (L.). Thèse, Université de la Méditerranée - Centre Océanologique de Marseille, p196.
- Cachot J., André V., Prévost V., Sichel F., Goff J. L., Daon S., Budzinski H., Augagneur S., LeMenach K. et al.,** 2004. Thème 3 : Evaluation intégrée des effets des contaminants à l'échelle individuelle et populationnelle sur deux espèces de bivalves, *Dreissena polymorpha* et *Mytilus edulis*, dans l'estuaire et l'embouchure de Seine. Seine-Aval 3, p1-33.
- Cachot J., Dégremont C.,** 2009. 2.2 La génotoxicité : Quel risque pour les espèces aquatiques ? Fascicule Seine-Aval, p36.
- Cachot J., Geffard O., Augagneur S., Lacroix S., Le Menach K., Peluhet L., Couteau J., Denier X., Devier M. H. et al.,** 2006a. Evidence of genotoxicity related to high PAH content of sediments in the upper part of the Seine estuary (Normandy, France). Aquatic Toxicology, 79 (3), p257-267.
- Cachot J., Law M., Pottier M., Peluhet L., Norris M., Budzinski H., Winn R.,** 2007. Characterization of toxic effects of sediment associated organic pollutants using the I transgenic medaka. Environmental Science and Technology, 41 p7830-7836.
- Cachot J., Winn R., Sundberg S., Norris M., André V., Pottier D., Budzinski H., Le Du M., Le Menach K. et al.,** 2006b. Thème 3 : Evaluation des effets biologiques résultant d'une exposition chronique à des mélanges d'hydrocarbures aromatiques polycycliques. Seine-Aval 3, p1-19.
- Cailleaud K.,** 2006. Utilisation du copépode *Eurytemora affinis* pour étudier l'écodynamique et les effets biologiques des principaux contaminants organiques (PCB, HAP, Alkylphénols...) en estuaire de Seine. Thèse, Université de Bordeaux I, p222.
- Cailleaud K., Budzinski H., Le Menach K., Souissi S., Forget-Leray J.,** 2009a. Uptake and elimination of hydrophobic organic contaminants in estuarine copepods: an experimental study. Environmental Toxicology and Chemistry, 28 p239-246.
- Cailleaud K., Budzinski H., Souissi S., Forget-Leray J.,** 2005. Thème 3 : Bioaccumulation et effets de contaminants organiques présents en estuaire de Seine sur le comportement natatoire et le potentiel reproducteur d'*Eurytemora affinis* (Copépode, crustacé). Seine-Aval 3, p1-16.
- Cailleaud K., Forget-Leray J., Peluhet L., LeMenach K., Souissi S., Budzinski H.,** 2009b. Tidal influence on the distribution of hydrophobic organic contaminants in the Seine Estuary and biomarker responses on the copepod *Eurytemora affinis*. Environmental Pollution, 157 (1), p64-71.
- Cailleaud K., Forget-Leray J., Souissi S., Hilde D., LeMenach K., Budzinski H.,** 2007. Seasonal variations of hydrophobic organic contaminant concentrations in the water-column of the Seine Estuary and their transfer to a planktonic species *Eurytemora affinis* (Calanoïda, copepoda). Part 1: PCBs and PAHs. Chemosphere, 70 (2), p270-280.
- Chaumot A., Garric J., Morin S.,** 2010. Comprendre la sensibilité des espèces face à la contamination des milieux : un jeu complexe entre toxicologie, biologie et écologie des espèces. Sciences Eaux & Territoires, 1,p26-29. [en ligne]: <http://www.set-revue.fr/evaluation-du-risque-toxique-dans-les-milieux-aquatiques>.

- Claisse D., Le Moigne M., Durand G., Beliaeff B.**, 2006. Ligne de base : Les contaminants chimiques dans les huîtres et les moules du littoral français. Bulletin RNO : Surveillance du Milieu Marin, Ifremer et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, ISSN : 1620-1124. p27-52.
- Cellule de suivi du littoral normand**, 2009. Plan PCB Haute-Normandie ; Echantillonnage des poissons, mollusques et sédiments dans l'estuaire de la Seine : Deuxième campagne de suivi, p38.
- Danger J. M., Masson R.**, 2003. Thème 1 : Détermination et comparaison de NOEC « matricielles » à l'aide de puces à ADN chez *Dreissena polymorpha* et *Mytilus edulis*. Seine-Aval 2, p4-40.
- Dargnat C., Fisson C.**, 2010. Les PolyChloroBiphényles (PCB) dans le bassin de la Seine et son estuaire. Etude réalisée par le GIP Seine-Aval, p134.
- Dauvin J.-C., Janson A.-L., Alizier S., Aulert C., Bessineton C., Cuvilliez A., Denis L., Garcia C., Jourde J. et al.**, 2010. Le benthos de l'estuaire de la Seine. Fascicule Seine-Aval 2.4, p72.
- Dauvin J.-C., Ruellet T.**, 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. Marine Pollution Bulletin, 55 p215-224.
- Dauvin J.-C., Ruellet T., Desroy N., Janson A.-L.**, 2005. Thème 3 : Indicateurs benthiques de l'état des peuplements benthiques de l'estuaire marin et moyen et de la partie orientale de la baie de Seine. Seine-Aval 3, p3-40.
- Direction départementale des territoires et de la mer de Seine-Maritime**, 2008. Suivi de la qualité des eaux de la Seine à l'aval de Poses, p204.
- Debenay J.-P.**, 2009. Foraminifera. In: Amiard-Triquet C. and Rainbow P. S. (Ed.), Environmental Assessment of Estuarine Ecosystems : A Case Study. CRC Press - Taylor & Francis Group, Boca Raton, p255-275.
- Depledge M. H.**, 1994. The rational basis for the use of biomarkers as ecological tools. In: Fossi M. C. and Leonzio C. (Ed.), Non destructive biomarkers in vertebrates. Lewis Publishers, Florida, p227-295.
- Dur G., Souissi S., Devreker D., Ginot V., Schmitt F. G., Hwang J.-S.**, 2009. Effect of temperature and individual variability on the reproduction of the estuarine copepod *Eurytemora affinis* Individual-based experimental and modelling approach. Ecological Modelling, 220 p1073-1089.
- Durou C.**, 2006. Recherche d'indicateurs de l'état physiologique de l'annélide polychète endogée *Nereis diversicolor* en relation avec la qualité du milieu. Thèse, Université de Nantes - Faculté des sciences pharmaceutiques, p236.
- Durou C., Smith B. D., Roméo M., Rainbow P. S., Mouneyrac C., Mouloud M., Gnassia-Barelli M., Gillet P., Deutsch B. et al.**, 2007. From biomarkers to population responses in *Nereis diversicolor*: Assessment of stress in estuarine ecosystems. Ecotoxicology and Environmental Safety, 66 (3), p402-411.
- Forget J., Bocquené G., Le Boulenger F.**, 2001. Thème 1 : Impact des contaminants présents en estuaire de Seine sur les fonctions neuromusculaires et reproductrices du copépode *Eurytemora affinis*. Seine-Aval 2, p1-11.
- Forget J., Budzinski H., Cailleaud K., Le Boulenger F.**, 2002. Thème 1 : Impact des contaminants présents en estuaire de Seine sur les fonctions neuromusculaires et reproductrices du copépode *Eurytemora affinis* (2ème volet). Seine-Aval 2, p1-12.
- Galgani F., Bocquené G., Lucon M., Grzebyk D., Letrouit F., Claisse D.**, 1991. EROD measurements in fish from the northwest part of France. Marine Pollution Bulletin, 22 (10), p494-500.
- Gallien-Landriau I.**, 2003. Etude de l'altération fonctionnelle du système reproducteur par les perturbateurs endocriniens : Caractérisation des effets, identification des xéno-oestrogènes impliqués et conséquences sur les populations de poissons en estuaire et Baie de Seine. Thèse, Université du Havre, p150.
- Garric J., Morin S., Vincent-Hubert F.**, 2010. Les biomarqueurs en écotoxicologie : définition, intérêt, limite, usage. Sciences Eaux & Territoires, 1 p12-17.
- Geffard O., Ferrari B., Chaumot A., Montuelle B.**, 2010. Les expérimentations *in situ* : principes et perspectives. Sciences Eaux & Territoires, 1,p20-25. [en ligne]: <http://www.set-revue.fr/levaluation-du-risque-toxique-dans-les-milieux-aquatiques>.
- Geraudie P.**, 2009. Recherche de biomarqueurs de perturbation endocrinienne chez le gardon (*Rutilus rutilus*), intégration des mécanismes moléculaires et écologiques. Thèse, Université du Havre, p191.
- Guérit I., Bocquené G.**, 2005. Thème 3 : Analyse du risque environnemental lié à la contamination chimique en estuaire de Seine. Seine-Aval 3, p3-42.
- Guérit I., Bocquené G.**, 2006. Thème 3 : Analyse du risque environnemental lié à la contamination chimique en estuaire de Seine. Seine-Aval 3, p1-41.
- Harris C. A., Hamilton P. B., Runnalls T. J., Vinciotti V., Henshaw A., Hodgson D., Coe T. S., Jobling S., Tyler C. R. et al.**, 2010. The consequences of feminisation in breeding groups of wild fish. Environmental Health Perspectives, doi : 10.1289/ehp.1002555. [en ligne]: <http://ehp03.niehs.nih.gov/article/fetchArticle.action?articleURI=info%3Adoi%2F10.1289%2Fehp.1002555>.
- Huet M.**, 2004. Un bioindicateur spécifique de la contamination par le TBT : l'imposex chez *Nucella lapillus*. Bulletin RNO : Surveillance du Milieu Marin, Ifremer et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 1620-1124. p11-18.
- International Agency for Research on Cancer (IARC)**, 2011. Agents Classified by the IARC Monographs, Volumes 1–100. [en ligne]: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Classification/index.php>.
- Jager T., Klok C.**, 2010. Extrapolating toxic effects on individuals to the population level; the role of dynamic energy budgets. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B, 365 p3531-3540.
- Jaouen-Madoulet A.**, 2000. Distribution des effets biologiques des PCB et des HAP dans les organismes de l'estuaire de Seine. Thèse, Université du Havre, p249.
- Jobling S., Coey S., Whitmore J. G., Kime D. E., Van Look K. J. W., McAllister B. G., Beresford N., Henshaw A. C., Brighty G. et al.**, 2002. Wild intersex roach (*Rutilus rutilus*) have reduced fertility. Biology of Reproduction, 67 (2), p515-524.
- Kooijman S.**, 2010. Dynamic Energy Budgets Theory for Metabolic Organisation. Cambridge University Press, Cambridge. p514.
- Lachambre M., Fisson C.**, 2007. La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine ? GIP Seine-Aval, p105
- Lagadic L., Caquet T., Amiard J.-C.**, 1997. Biomarqueurs en écotoxicologie : Principes et définitions. In: Lagadic L.,

Caquet T., Amiard J.-C. and Ramade F. (Ed.), Biomarqueurs en écotoxicologie : Aspects fondamentaux. Masson, Paris, p1-9.

Lagadic L., Caquet T., Amiard J.-C., Ramade F., 1998. Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lavoisier, Paris. p320.

Laroche, 2001. Thème 1 : Impact d'une contamination chimique sur des poissons estuariens à différents niveaux d'organisation biologique : individu et population. Seine-Aval 2, p1-32.

Le Goff J., Gallois J., Pelhuet L., Devier M. H., Budzinski H., Pottier D., André V., Cachot J., 2006. DNA adduct measurements in zebra mussels, *Dreissena polymorpha*, Pallas: Potential use for genotoxicant biomonitoring of fresh water ecosystems. Aquatic Toxicology, 79 (1), p55-64.

Lebailly P., Andrée V., Pottier D., Goff J. L., Briand M., Mouton C., Gallois J., Launay G., Budzinsky H. et al., 2003. Thème 1 : Evaluation et caractérisation du risque génotoxique dans l'estuaire et l'embouchure de la Seine. Seine-Aval 2, p1-22.

Leguille-Cossu C., 1996. Activité de systèmes antioxydants chez *Unio tumidus*, bivalve dulçaquicole en condition physiologique et de stress chimique. Thèse, Université de Metz - Centre des sciences de l'environnement, p99.

Letendre J., 2009. Effets combinés de l'intertidalité et de la contamination chimique chez *Mytilus edulis* : Mécanismes enzymatiques anti-oxydants et approche protéomique. Thèse, Université du Havre, p343.

Letendre J., Chouquet B., Manduzio H., Marin M., Bultelle F., Leboulenger F., Durand F., 2009. Tidal height influences the levels of enzymatic antioxidant defences in *Mytilus edulis*. Marine Environmental Research, 67 p69-74.

Letendre J., Chouquet B., Rocher B., Manduzio H., Leboulenger F., Durand F., 2008. Differential pattern of the Cu/Zn superoxide dismutase isoforms in relation to tidal spatio-temporal changes in the blue mussel *Mytilus edulis*. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 148 p211-216.

Marchand J., Evrard E., Guinand B., Cachot J., Quiniou L., Laroche J., 2010. Genetic polymorphism and its potential relation to environmental stress in five populations of the European flounder *Platichthys flesus*, along the French Atlantic coast. Marine Environmental Research, 70 (2), p201-209.

Mearns A. J., Word J. Q., 1982. Forecasting effects of sewage solids on marine benthic communities. In: Mayer G. F. (Ed.), Ecological stress and the New York Bight : Science and management. Estuarine Research Federation, Columbia, p495-512.

Minier C., 2002. Thème 1 : Etude des perturbations du système reproducteur des populations de poissons (flet, gobbie) en estuaire et baie de Seine. Seine-Aval 2, p1-11.

Minier C., Abarnou A., Jaouen-Madoulet A., Le Guellec A.-M., Tutundjian R., Bocquené G., Leboulenger F., 2006. A pollution-monitoring pilot study involving contaminant and biomarker measurements in the Seine estuary, France, using zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). Environmental Toxicology and Chemistry, 25 (1), p112-119.

Minier C., Bocquené G., Jaouen A., Guyot T., Tutundjian R., Miramand P., Abarnou A., Leboulenger F., Ficht A., 1997. Thème 4 : Mesure et suivi de biomarqueurs de pollution chez la moule *Dreissena polymorpha* en Seine fluviale aval. Seine-Aval 1, p249-266.

Minier C., Cachot J., André V., Prévost V., Sichel F., Goff J. L., Daon S., Budzinski H., Augagneur S. et al., 2005. Thème 3 : Evaluation intégrée des effets des contaminants à l'échelle individuelle et populationnelle sur deux espèces de bivalves, *Dreissena polymorpha* et *Mytilus edulis*, dans l'estuaire et l'embouchure de Seine. Seine-Aval 3, p1-29.

Minier C., Jaouen A., Tutundjian R., Ficht A., Bocquené G., Abarnou A., Leboulenger F., 1998. Thème 4 : Mesure de contaminants et suivi de biomarqueurs de pollution chez la moule *Dreissena polymorpha* en Seine fluviale aval. Seine-Aval 1, p175-206.

Minier C., Levy F., Rabel D., Bocquené G., Godefroy D., Burgeot T., Leboulenger F., 2000. Flounder health status in the Seine Bay. A multibiomarker study. Marine Environmental Research, 50 (1-5), p373-377.

Morin J., Gilliers C., Holley J. F., Jegaden M., Le Pape O., Loizeau V., Amara R., Schlaich I., Cochard M. L., 2002. Thème 4 : Rôle de la qualité du milieu sur la fonctionnalité des habitats côtiers en tant que nourriceries de poissons. Seine-Aval 2, p25.

Morin J., Gilliers C., Schreiber N., Pape O. L., Amara R., Schlaich I., Cochard M. L., Bergeron J. P., 2001. Thème 4 : Rôle de la qualité du milieu sur la fonctionnalité des habitats côtiers en tant que nourriceries de poissons. Seine-Aval 2, p1-47.

Mouneyrac C., Durou C., Gillet P., Hummel H., Amiard-Triquet C., 2009. Linking Energy Metabolism, Reproduction, Abundance, and Structure of *Nereis diversicolor* Populations. In: Amiard-Triquet C. and Rainbow P. S. (Ed.), Environmental Assessment of Estuarine Ecosystems : A Case Study. CRC Press - Taylor & Francis Group, Boca Raton, p159-181.

Mouneyrac C., Linot S., Amiard J. C., Amiard-Triquet C., Métais I., Durou C., Minier C., Pellerin J., 2008. Biological indices, energy reserves, steroid hormones and sexual maturity in the infaunal bivalve *Scrobicularia plana* from three sites differing by their level of contamination. General and Comparative Endocrinology, 157 (2), p133-141.

Mouny P., 1998. Structure spatio-temporelle du zooplancton et du suprabenthos de l'estuaire de la seine. Dynamique et rôle des principales espèces dans la chaîne trophique pélagique. Thèse, Muséum d'Histoire Naturelle, p239.

Muxika I., Borja A., Bald J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin, 55 p16-29.

Narbonne J. F., 1998. Historique - Fondements biologiques de l'utilisation de biomarqueurs en écotoxicologie. In: Lagadic L., Caquet T., Amiard J. C. and Ramade F. (Ed.), Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lavoisier, Paris, p1-7.

Oger C., Quillet L., Chiffolleau J. F., Wartel M., Boust D., Ficht A., Guespin-Michel J., Petit F., 1998. Thème 2 : Présence de métaux lourds et modification de la biodiversité des communautés microbiennes dans l'estuaire de Seine. Seine-Aval 1, p72-79.

Petit F., 2001. Thème 2 : Analyse des risques chimiques et microbiens (actions R.I-O R.I-P) - Fonctionnement des vasières (action R.II-F). Seine-Aval 2, p1-21.

Phillips D. J. H., 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments--a review. Environmental Pollution (1970), 13 (4), p281-317.

Quiniou F., Cueff G., Caisey X., Arzul G., Delesmont R., Delesmont E., Quéré E., Carrié C., 2002. Thème 1 : Etude de la toxicité de l'eau et des sédiments de la Seine : comparaison des réponses d'espèces dulçaquicoles et marines. Seine-Aval 2, p96.

Ramade F., 2007. Introduction à l'écotoxicologie : fondements et applications. Lavoisier, Lassay-les-Châteaux. p618.

Ramond J.-B., Berthe T., Duran R., Petit F., 2009. Comparative effects of mercury contamination and wastewater effluent input on Gram-negative merA gene abundance in mudflats of an anthropized estuary (Seine, France): a microcosm approach. Research in Microbiology, 160 (1), p10-18.

Rocher B., Le Goff J., Peluhet L., Briand M., Manduzio H., Gallois J., Devier M. H., Geffard O., Gricourt L. et al., 2006. Genotoxicant accumulation and cellular defence activation in bivalves chronically exposed to waterborne contaminants from the Seine River. Aquatic Toxicology, 79 (1), p65-77.

Roméo M., Poirier L., Berthet B., 2009. Biomarkers based upon biochemical responses. In: Amiard-Triquet C. and Rainbow P. S. (Ed.), Environmental Assessment of Estuarine Ecosystems : A Case Study. CRC Press - Taylor & Francis Group, Boca Raton, p59-81.

Rosenberg R., Blomqvist M., Nilsson H. C., H. C., Dimming A., 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distribution : a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin, 49 p728-739.

SGIMC, 2010. Report of the joint ICES/OSPAR Study Group on Integrated Monitoring of Contaminants and Biological Effects (SGIMC). 25-29 January. Copenhagen, Denmark. ICES advisory committee, ICES CM 2010/ACOM : 30, p209.

Souissi S., Ginot V., Seuront L., Uye S. I., 2004. Using multi-agent systems to develop individual based models for copepods: consequences of individual behaviour and spatial heterogeneity on the emerging properties at the population scale. In: Seuront L. and Strutton P. (Ed.), Handbook of Scaling Methods in Aquatic Ecology : Measurement, Analysis, Simulation. CRC Press., p527-546.

Souissi S., Seuront L., Schmitt F. G., Ginot V., 2005. Describing space-time patterns in aquatic ecology using IBMs and scaling and multiscaling approaches. Nonlinear Analysis: Real World Applications, 6 p705-730.

Thévenot D. R., Meybeck M., Lestel L., 2002. Métaux lourds : des bilans en mutation. PIREN-Seine 1998-2001, p78.

Union Européenne (UE), 2011. Classification européenne réglementaire des produits chimiques cancérigènes, mutagènes et toxiques pour la reproduction – 2009. [en ligne]: http://www.prc.cnrs-gif.fr/en_telechargement/cmr31.pdf.

United States Environmental Protection Agency (US-EPA), 2011. Prioritized Chronic Dose-Response Values (4/27/2010). [en ligne]: <http://www.epa.gov/ttn/atw/toxsource/table1.pdf>.

Abréviations

8-oxodG : 8-oxo-7,8-dihydro-2'-desoxyguanosine

AChE : Acétylcholinestérase

ADN : Acide désoxyribonucléique

AESN : Agence de l'Eau Seine Normandie

AFNOR : Association Française de Normalisation

ALA-D : Aminolévulinic Acid Déhydratase

AMBI : AZTI Marine Biotic Index

ARN : Acide ribonucléique

B(a)P : Benzo(a)pyrène

B(a)PH : Benzo(a)pyrène hydroxylase

BEEP : Biological Effects of Environmental Pollution in marine coastal ecosystems

BioMar : Biological Markers of environmental contamination in marine ecosystem

BOPA : Benthic Opportunistic Polychaetes/Amphipod

BQI : Benthic Quality index

CAT : Catalase

CEE-ONU : Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies

CEMP : Coordinated Environmental Monitoring Programme

CIEM : Conseil International pour l'Exploitation de la Mer

CL50 : Concentration Létale pour 50% des individus

CMR : Cancérogène, Mutagène, Reprotoxique

CNRS : Centre National de Recherche Scientifique

CSLN : Cellule de Suivi du Littoral Normand

DCE : Directive Cadre européenne sur l'Eau

DCSMM : Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin

DDD : Dichlorodiphényldichloroéthane

DDE : Dichlorodiphényldichloroéthylène

DDT : Dichlorodiphényltrichloroéthane

DDTM76 : Direction Départementale des Territoires et de la Mer de Seine-Maritime

DEB : Dynamic Energy Budget

DEHP : Di(2-ethylhexyl)phtalate

EDA : Effect-Directed Analysis

EROD : Ethoxyrésorufine-o-dééthylase

FCA : Foyer de Cellules Altérées

GDR EXECO : Groupement de recherche « Exposition aux contaminants et effets écotoxicologiques le long du continuum milieu continental - milieu côtier »

GDR IMOPHYS : Groupement de recherche "Intégration de réponse moléculaire et physiologique aux contaminants chimiques en milieu côtier »

GPx : Glutathion peroxydase

GPMH : Grand Port Maritime du Havre

GPMR : Grand Port Maritime de Rouen

GRd : Glutathion réductase

GST : Glutathion-S-transférase

HAP : Hydrocarbure Aromatique Polycyclique

IARC : International Agency for Research on Cancer

IBD : Indice Biologique Diatomées

IBGA : Indice Biologique Global Adapté

IBGN : Indice Biologique Global Normalisé

IBMR : Indice Biologique Macrophytique en Rivière

IC : Indice de condition

ICON : Indicateurs biologiques de contamination chimique

IFREMER : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer

IPR : Indice Poisson Rivière

ITI : Infaunal Trophic Index

JAMP : Joint Assessment Monitoring Programme

M-AMBI : Multivariate AZTI Marine Biotic Index

MEDPOL : Programme de surveillance continue et de recherche en matière de pollution de la mer méditerranée

MES : Matière en suspension

MXR : Multixenobiotic resistance

NOEC : No Observed Effect Concentration

NQE : Norme de Qualité Environnementale

ONEMA : Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques

OSPAR : Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR pour « Oslo-Paris »)

PBDE : Polybromodiphényléther

PCB : Polychlorobiphényle

PEC : Predicted Environmental Concentration

PNEC : Previsible Non Effect Concentration

PNETOX : Programme National d'Ecotoxicologie

POCIS : Polar Organic Chemical Integrative Sampler

REACH : Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals

REPOM : Réseau national de surveillance des ports maritimes

RNB : Réseau National de Bassin

RNO : Réseau National d'Observation (depuis 2007, ce réseau est devenu le ROCCH : Réseau d'Observation de la Contamination Chimique du milieu marin)

SeGPx : Glutathion peroxydase sélénium dépendante

SIAM : Simulation d'Advection Multivariable

SOD : Superoxyde dismutase

SPMD : Semi-Permeable Membrane Device

TBT : Tributylétain

TIE : Toxicity Identification Evaluation

TGD : Technical Guidance Document

UE : Union Européenne

UK : United Kingdom

US-EPA : United States Environmental Protection Agency

YAS : Yeast Androgen Screen

YES : Yeast Estrogen Screen

Glossaire

Antigène : corps étranger à l'organisme déclenchant une réponse immunitaire.

Attaque radicalaire : réaction d'oxydation (ajout d'oxygène) provoquée par des molécules d'oxygène instables, les radicaux libres.

Bioamplification (= biomagnification) : transfert de contaminants par voie trophique, c'est-à-dire par l'alimentation. Les concentrations de substances chimiques dans l'organisme croissent à chaque niveau trophique.

Biocénose (= communauté) : ensemble d'êtres vivants de toutes espèces, végétales et animales, coexistant dans un milieu où les conditions écologiques sont considérées comme homogènes et bien définies (le biotope) et qui offre les conditions extérieures nécessaires à leur vie. Un biotope et une biocénose constituent un écosystème.

Bioconcentration : transfert direct des contaminants depuis le milieu naturel vers l'organisme.

Biomarqueur : changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui révèle l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant.

Clastogène : susceptible de provoquer des cassures dans la molécule d'ADN.

Cohorte : individus nés pendant une période définie (individus de la même génération, donc plus ou moins du même âge). Pour les espèces avec une reproduction saisonnière, la cohorte représente souvent les individus nés pendant une année.

DEB (Dynamic Energy Budget) : modèle qui décrit la distribution de l'énergie au sein des organismes pluricellulaires à travers les principales fonctions physiologiques de l'animal : nutrition, stockage de l'énergie, croissance et reproduction.

Détoxification : biotransformations ayant pour but de réduire voire de supprimer la toxicité des molécules chimiques et de permettre l'élimination de la substance.

Diatomée : algue unicellulaire qui vit dans les eaux douces ou salées, et dont la membrane est entourée par un squelette externe.

Espèce bioaccumulatrice : espèce qui présente de par son mode de vie et/ou ses caractéristiques physiologiques et métaboliques, la capacité d'accumuler certains contaminants directement à partir du milieu ambiant (eau, sédiment, atmosphères) ou par d'autres voies (par exemple, la nourriture), jusqu'à des teneurs nettement supérieures à celles du milieu.

Espèce bio-indicatrice : espèce ou groupe d'espèces qui renseigne, par sa présence (ou son absence) et/ou son abondance, sur la qualité du milieu.

Espèces sentinelles : toute espèce vivante, sensible à la pollution, susceptible d'être utilisée en tant qu'indicateur de la présence et de la toxicité d'au moins un contaminant, et qui permet d'évaluer les effets potentiels de ce contaminant grâce à la mesure de biomarqueurs.

Lymphocystis : maladie virale chez les poissons, caractérisée par une excroissance tégumentaire à la base ou sur les nageoires. Ces excroissances de plusieurs millimètres de diamètre sont souvent blanchâtres, parfois pigmentées. Plus rarement, ce sont des petites saillies de 1 ou 2 millimètres de diamètre au niveau du tégument (amas de cellules épithéliales hypertrophiées).

Lysosome : organe cellulaire cytoplasmique responsable de l'élimination de nombreux composés d'origine intra ou extracellulaire. Les enzymes qu'il contient altèrent les différentes molécules toxiques.

Métabolisation : processus de transformation de substances chimiques dans l'organisme sous l'action d'agents biologiques. Les métabolites en sont la résultante.

Phylogénétique : la classification phylogénétique est un système de classification des êtres vivants qui a pour objectif de rendre compte des degrés de parenté entre les espèces et qui permet de comprendre leur histoire évolutive (ou phylogénie). Un clade comprend tous les descendants d'un ancêtre et l'ancêtre lui-même et les représentants d'un clade présentent au moins caractère dérivé propre à tout le groupe, comme la présence de mamelles pour les mammifères.

Potentiel génotoxique : ce dit d'une matrice (eau, sédiment, etc.) qui peut provoquer des dommages à l'ADN, réversibles ou non.

Potentiel mutagène : ce dit d'une matrice (eau, sédiment, etc.) qui peut provoquer des mutations de l'ADN, c'est-à-dire des dommages (adduits, cassures, etc.) persistants, non réparés par les mécanismes de réparation de l'ADN.

Radiation ionisante : particule ou rayonnement ayant la capacité de transmettre son énergie à la matière recevant ces rayonnements. Ces radiations ont la capacité d'enlever ou d'ajouter des charges à un atome ou une molécule qui devient alors un ion, c'est-à-dire qui n'est plus électriquement neutre.

Taxonomique : relatif à la taxonomie, c'est-à-dire la science qui a pour objet de décrire les organismes vivants et de les regrouper en entités appelées taxons afin de les identifier puis les nommer, et enfin les classer. Les principaux taxons sont les suivants (du plus vaste au plus précis) : règne, embranchement, classe, ordre, famille, genre, espèce.

Tératogénèse (du grec teras : monstre et genos : origine, littéralement « création de monstre ») : malformation de l'embryon causée par la contamination du milieu.

Toxicologie : science qui étudie la nature, les effets et la détection des toxiques dans les organismes vivants ainsi que des substances par ailleurs inoffensives qui s'avèrent toxiques dans des conditions particulières. L'hypothèse de base de la toxicologie est qu'il existe une relation entre la dose (quantité), la concentration à l'endroit touché et les effets qui en résultent.

Xénobiotique : substance étrangère à l'organisme, pouvant exercer une action toxique.



Effets de la contamination chimique

Des organismes en danger ?

Fascicules Seine-Aval

- 1.1 Seine-Aval : un estuaire et ses problèmes
 - 1.2 Courants, vagues et marées : les mouvements de l'eau
 - 1.3 Sables, chenaux et vasières : dynamique des sédiments et évolution morphologique
 - 1.4 Matériaux fins : le cheminement des particules en suspension
 - 1.5 L'oxygène : un témoin du fonctionnement microbiologique
 - 1.6 Contaminations bactérienne et virale
 - 1.7 Patrimoine biologique et chaînes alimentaires
 - 1.8 La contamination métallique
 - 1.9 Fer et manganèse : réactivités et recyclages
 - 1.10 Le cadmium: comportement d'un contaminant métallique en estuaire
 - 1.11 La dynamique du mercure
 - 1.12 Les contaminants organiques qui laissent des traces : sources, transport et devenir
 - 1.13 Les contaminants organiques : quels risques pour le monde vivant ?
 - 1.14 Des organismes sous stress
 - 1.15 Zones humides de la basse vallée de la Seine
 - 1.16 Les modèles : outils de connaissance et de gestion
- 2.1 Le Programme Seine-Aval 3 : contexte, bilan et enjeux
 - 2.2 La génotoxicité : quel risque pour les espèces aquatiques ?
 - 2.3 Evolution morphologique d'un estuaire anthropisé de 1800 à nos jours
 - 2.4 Le Benthos de l'estuaire de la Seine
 - 2.5 Poissons, habitats, & ressources halieutiques : Cas de l'estuaire de la Seine
 - 2.6 Le Risque inondation : conditions de déclenchement et perspectives
 - 2.7 Effets de la contamination chimique : des organismes en danger ?

Réalisation	: GIP Seine-Aval 12 Avenue Aristide Briand 76 000 Rouen www.seine-aval.fr
Conception - Edition	: AAZ Consultants
Infographie	: Quai 24
Impression sur papier recyclé	: IB4
ISBN	: 2-84834-059-2
Crédits photos (couverture)	: C. Minier, RIVE, Souissi & Charcot, A. Klink, GIP Seine-Aval
Date d'édition	: Mars 2011