

Auteurs par ordre alphabétique

Alzieu Claude<sup>1</sup>

Bocquené Gilles<sup>2</sup>, Delesmont Régis<sup>3</sup>, Dhainaut-Courtois Nicole<sup>4</sup>, Empis Anne<sup>4</sup>,  
Forget Joëlle<sup>5</sup>, Glémarec Michel<sup>6</sup>, Pavillon Jean François<sup>7</sup>, Pruvot Chrystèle<sup>4</sup> et  
Quiniou Françoise<sup>8</sup>

DEL : Sète<sup>1</sup>, PC/Nantes<sup>2</sup>, PC/Brest<sup>8</sup>

Institut Pasteur Gravelines<sup>3</sup>

Université des Sciences et Technologies Lille I<sup>4</sup>

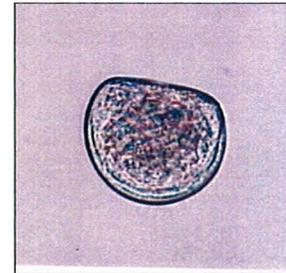
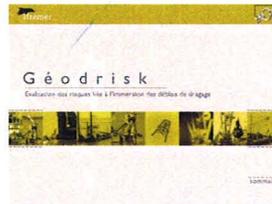
Université Le Havre<sup>5</sup>

Université de Bretagne Occidentale<sup>6</sup>

Institut Océanographique<sup>7</sup>

Février 2003 - R.INT.DEL/ST 03-01

## Evaluation des risques liés à l'immersion des boues de dragage des ports maritimes.



Colloque de restitution des résultats du programme PNETOX

Paris 3 et 4 octobre 2002

## Evaluation des risques liés à l'immersion des boues de dragage des ports maritimes.

Alzieu Cl., Bocquené G., Delesmont R., Dhainaut-Courtois N., Empis A., Forget J.,  
Glémarec M., Grall J., Pavillon J.F., Pruvot C., Quiniou F.

### 1. Rappel des objectifs

Les objectifs visés par l'étude à l'origine du présent contrat consistaient à proposer et réaliser une démarche d'analyse prévisionnelle des risques environnementaux applicable aux boues de dragages des ports maritimes et à leur immersion. L'objectif final était de fournir aux services portuaires et aux Cellules de la Qualité des Eaux Littorales du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, une méthodologie de prévision des risques environnementaux des immersions des matériaux de dragage, facilitant ainsi leur gestion.

### 2. Rappel des actions proposées

Le Groupe d'Etude et d'Observation sur le Dragage et l'Environnement (GEODE), dont les Ministères de l'Environnement et de l'Equipement assurent la co-tutelle, a défini en accord avec les lignes directrices de la Convention d'Oslo (OSPAR) deux niveaux pour les teneurs en métaux (Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Cr) et PCB :

- Niveau 1 : concentrations en contaminant en dessous desquelles l'immersion peut être pratiquée sans études complémentaires,
- Niveau 2 : concentrations au - dessus desquelles l'immersion est susceptible d'être interdite, sous réserve que cette interdiction soit la solution la moins dommageable pour l'environnement.

A partir de ces niveaux, repris dans l'arrêté du 14 juin 2000 et des teneurs mesurées dans les sédiments dragués, un logiciel d'analyse de risque permet de calculer le danger potentiel du sédiment.

Les actions proposées visent donc à renforcer cette démarche d'analyse de risque en :

- prenant en considération d'autres contaminants (TBT, PAH),
- complétant la détermination de la toxicité des sédiments par une sélection appropriée de tests représentant les différents niveaux trophiques et dont les protocoles sont approuvés par différentes instances internationales :
  - bactérie marine *Vibrio fischeri* (Microtox<sup>®</sup> phase liquide NF/ISO 11348-3, 1998, et phase solide selon protocole Microbics, 1992),
  - microalgue, *Phaedactylum tricorutum* (NF EN ISO10253 - T 90-311 ; 1998)
  - mollusque bivalve, *Crassostrea gigas* (ASTM, 1994 modifiée),
  - amphipode benthique, *Corophium arenarium* (ISO TC 147/SC 5N 337, en cours),
  - crustacé pélagique, *Artemia salina* (Vanhaecke *et al.*, 1981)
  - copépode benthique, *Tigriopus brevicornis* (selon ISO/DIS, 1996)

- poisson, *Dicentrachus labrax* (NF T90 307, 1995)
- test d'Ames, pour évaluer le potentiel génotoxique et le test Mutatox® *Vibrio fischeri* (Microbic Corporation, 1992) pour évaluer le potentiel mutagène des extraits organiques.
- définissant un indice biotique général, qui puisse être utilisé comme outil de surveillance des sites d'immersion ; la méthode employée fait appel au principe des distributions coïncidentes d'espèces, en regroupant celles qui présentent des profils d'abondances similaires Hily, (1984).

### 3. Répartition des tâches

Les équipes participantes regroupent des compétences en géochimie des contaminants, biologie, physiologie, écotoxicologie, pratique des bio-essais et étude des peuplements benthiques. Leur contribution à l'étude a été définie comme suit :

- IFREMER département DEL/PC : coordination (Cl. Alzieu), analyse de risque contaminants (Cl. Alzieu, F. Quiniou), biodisponibilité / acétylcholinestérase (G. Bocquené);
- Institut Océanographique Paris : biodisponibilité / acétylcholinestérase (J. F. Pavillon, J. Forget);
- Institut Pasteur Gravelines (R. Delesmont) : tests de toxicité des sédiments.
- Université de Bretagne Occidentale (Pr M. Glémarec et J. Grall) : suivi biologique des sites d'immersion;
- Université des Sciences et Technologies de Lille (Pr N. Dhainaut) : suivi des sites d'immersion;

### 4. Adéquation de l'échantillonnage

L'échantillonnage a été dirigé de manière à rassembler un large éventail de sédiments caractéristiques des zones portuaires (10), incluant des boues faiblement et très fortement contaminées. Les résultats des analyses, réalisées par l'Institut Pasteur de Lille et l'IFREMER, confirment que les caractéristiques initialement souhaitées pour une bonne représentativité des différents types de sédiments portuaires ont été réunies. Pour chacun des 10 échantillons type, le tableau I indique les niveaux de contamination élevés (supérieurs au niveau 1 défini par l'arrêté du 14 juin 2000).

Echantillon	Hg	Pb	Cd	Cu	Zn	PCB	PAH	TBT	TPT	As
AM	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
RM	X	X		X	X	X	X	X	X	X
B20		X		X	X	X	X	X	X	
B16		X	X		X			X	X	
B14		X		X		X	X	X	X	
PC							X	X	X	
MB								X		
AR, B7, B8										

Tableau I : Niveaux de contamination élevés (X) des sédiments prélevés.

Aucun échantillon ne présente de valeur élevée en ce qui concerne le chrome total et le nickel. Ceci ne remet pas en cause la représentativité de l'échantillonnage : ces deux éléments sont que très rarement présents à des niveaux élevés dans les sédiments portuaires.

## 5. Résultats

### 5.1. Sélection des tests de toxicité

L'analyse des dangers potentiels ne prenant en considération qu'un nombre limité de contaminants, il est nécessaire d'intégrer à la fois leur biodisponibilité réelle et la toxicité d'éventuelles substances non décelées par l'analyse chimique. Ceci conduit à déterminer la toxicité globale du sédiment, en utilisant un ou plusieurs bioessais de laboratoire. Plusieurs tests sont proposés pour l'évaluation de la toxicité des sédiments. Une étude comparative, conduite sur des sédiments portuaires représentatifs des milieux portuaires français, nous a conduit à retenir les trois tests ci-après en raison de leur sensibilité et de leur aptitude à différencier les divers types de contamination.

#### *Sensibilité des tests de toxicité*

Les différents bioessais sélectionnés ont été testés sur extraits aqueux, extraits organiques et sédiments totaux. L'examen des résultats a montré que d'après leurs réponses les tests pouvaient être classés de la manière suivante :

- Sensibles et discriminants : développement embryo-larvaire d'huître, *Tigriopus brevicornis* sur sédiment total (léthalité et Acétylcholinestérase *in vivo* sur copépodites et femelles ovigères),
- Faible gradient de réponse : *Corophium arenarium*, microtox®,
- Manquent de sensibilité : juvéniles de poisson (*Dicentrarchus labrax*), phytoplancton (*Phaeodactylum tricornutum*), *Artemia salina*,
- Interprétation délicate : Ames et mutatox®.

Cela signifie que trois des tests recommandés par OSPAR manquent de sensibilité (poisson et phytoplancton) ou sont peu discriminants (amphipode fouisseur).

### 5.2. Evaluation des risques

En aval de l'étude de risque, les objectifs des stratégies de gestion doivent correspondre à un niveau de risque acceptable pour la santé et / ou l'environnement. Ces stratégies peuvent être définies soit de manière à respecter des normes ou des critères qui fixent les teneurs acceptables, soit en mettant en œuvre une étude de risque qui permettra de préciser ou définir les objectifs à respecter et de choisir des scénarios de gestion.

#### 5.2.1. Les valeurs guide

En France, la stratégie retenue pour l'élaboration des valeurs guide est basée sur une exploitation statistique des teneurs en contaminants mesurées lors de campagnes pluriannuelles. L'examen de la distribution gaussio-arithmétique permet de déterminer pour chaque contaminant la valeur dite de bruit de fond, c'est-à-dire sans apport anthropique identifiable (Robbe, 1989). La signification des deux niveaux de valeurs

guide, pour les métaux et les PCB, sont définis par les lignes directrices de la Convention d'Oslo :

- Niveau 1 : valeur au-dessous de laquelle l'immersion peut être autorisée sans étude particulière, mais au-dessus de laquelle des études plus approfondies que la simple analyse physico-chimique doivent être entreprises. Dans ce dernier cas une évaluation écotoxicologique globale du sédiment par un ou plusieurs tests de laboratoire peut être demandée par les services chargés d'instruire la demande du permis d'immersion,
- Niveau 2 : valeur au-dessus de laquelle l'immersion est susceptible d'être interdite s'il n'est pas apporté la preuve qu'elle constitue la solution la moins préjudiciable pour l'environnement.

L'arrêté du 14 juin 2000 « Relatif aux niveaux de référence à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire » fixe les valeurs guide, exprimées en mg/kg de sédiment sec sur la fraction inférieure à deux millimètres (tableau II).

Métaux	Niveau 1	Niveau 2
Arsenic	25	50
Cadmium	1,2	2,4
Chrome	90	180
Cuivre	45	90
Mercure	0,4	0,8
Plomb	100	200
Nickel	37	74
Zinc	276	552
Polychlorobiphényles	Niveau 1	Niveau 2
CB 28	0,025	0,050
CB 52	0,025	0,050
CB 101	0,050	0,100
CB 118	0,025	0,050
CB 138	0,050	0,100
CB 153	0,050	0,100
CB 180	0,025	0,050
Σ PCB	0,5	1

Tableau II – Niveaux de référence (mg/kg sédiment sec) pour les métaux et polychlorobiphényles selon l'arrêté du 14 juin 2000.

#### 5.2.2. Choix des paramètres

La démarche suivie consiste à prendre successivement en considération les domaines suivants :

- le danger potentiel de chaque contaminant ;
- la toxicité mesurée du sédiment ;
- la potentialité du transfert des contaminants à partir de la zone de dépôt ;
- la sensibilité de l'écosystème récepteur.

Pour chacun des domaines ci-dessus sont pris en considération des critères de risques spécifiques, auxquels sont attribuées des notes comprises entre zéro et trois, fixées à partir de données bibliographiques sur la biogéochimie et la toxicité des contaminants considérés (tableau III).

Critères de danger potentiel	Notes de risque			
	0	1	2	3
Concentration : Dm	< 0,5	0,5 à 1	1 à 1,5	> 1,5
Affinité phase dissoute log Kd		>5	4,5 à 5	< 4,5
Bioconcentration log FBC		Pb < 2	Hg, Cu, Zn 2 à 3	Cd, PCB > 3
Toxicité potentielle			Cu, Zn, Cr VI, Pb	PCB, Hg, Cd, TBT

Tableau III : Critères et notes de risques pour l'estimation du danger potentiel des sédiments : Dm rapport de concentration au niveau 1, Kd coefficient de partage eau/sédiment, FBC facteur biologique de concentration.

#### 5.2.3 – Note de risque pour la toxicité globale des sédiments

Les notes de risques sont attribuées en fonction de la réponse des différents tests à une gamme de sédiments présentant une large échelle de niveaux de contamination par les métaux et les polluants organiques. Ceci explique qu'elles prennent en considération des effets différents : taux d'anomalies larvaires, CE50, CL50 et CL20. Il en résulte qu'elles ne sont strictement utilisables que pour évaluer les risques des sédiments portuaires et qu'elles pourront être ultérieurement soumises à révision, par exemple pour tenir compte de progrès attendus dans la normalisation de certains tests.

#### ➤ Développement embryo-larvaire de bivalve : huître creuse (*Crassostrea gigas*) ou moule (*Mytilus edulis*).

Ce test initialement prévu pour les milieux aqueux a été adapté pour tester des sédiments en contact direct (Quiniou *et al.*, 1997 ; His *et al.*, 1997 ; Geffard, 2001). Les œufs fécondés sont inoculés dans les milieux à tester pendant la durée du développement embryonnaire : 24h pour l'huître creuse et 48 h pour la moule. La phase finale du développement embryonnaire des bivalves est constituée par le stade de larve "D", qui correspond au début du stade larvaire (figure 1). La toxicité des sédiments est alors évaluée par le pourcentage d'anomalies du développement embryonnaire pour des expositions à des concentrations en sédiment comprises entre 0 et 10 g. L<sup>-1</sup>. En fonction du pourcentage d'anomalies correspondant à une concentration de 5 g. L<sup>-1</sup> de sédiment sec, la grille de note de risque s'établit comme suit :

Note	Toxicité	% larves « D » anormales
0	négligeable	< 10
1	faible	10 à 30
2	moyenne	30 à 50
3	forte	> 50
	très forte	blocage au stade embryon

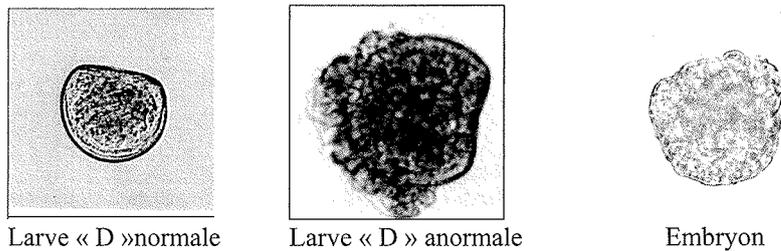


Figure 1 : Larves »D» normale et anormale chez *Crassostrea gigas* (longueur 60 à 80  $\mu\text{m}$ )

➤ ***Inhibition de la luminescence de la bactérie marine, Microtox® phase solide***

Le test Microtox® phase solide est une méthode sensible basée sur la bioluminescence de la bactérie marine *Photobacterium phosphoreum* (ou *Vibrio fischeri*) qui peut être activée ou inhibée en présence de substance toxique. Ce test permet le " screening " d'un grand nombre de toxiques et d'effluents en un temps court ; il est dérivé du test bactérie phase liquide ISO/ FDIS (1998), Microbics Corporation (1992).

Les résultats sont exprimés en pourcentages d'inhibition ou d'activation de la luminescence par rapport au témoin pour les faibles effets ou en CE50 : Concentration Efficace entraînant une diminution de la bioluminescence de 50% par rapport à la valeur des témoins. Ces CE50 sont calculées (au seuil de 95%) par le logiciel d'exploitation fourni par Microbics Corporation (1992) et exprimés en grammes de sédiment sec par litre.

<i>Note</i>	<i>Toxicité</i>	<i>CE50, 20 mn</i> <i>g. L<sup>-1</sup> de sédiment sec</i>
0	Négligeable	> 10
1	faible	0,5 à 10
2	moyenne	0,2 à 0,5
3	forte	< 0,2

• ***Mortalité des amphipodes fouisseurs, Corophium sp.***

L'essai consiste à mettre en contact, pendant 10 jours, des amphipodes adultes de *Corophium volutator* ou *C. arenarium* (figure 2) avec les sédiments à tester, tels quels ou dilués avec celui d'où proviennent les animaux. Au cours des 10 jours de contact, les amphipodes morts sont dénombrés et retirés, en fin d'expérience. Les résultats sont exprimés en CL20 (concentration entraînant 20% de mortalité), calculée sur la base du sédiment sec ( $\text{g. L}^{-1}$ ). Les notes de risque ci-après sont basées sur les résultats obtenus à partir d'un échantillonnage (10) représentatif de sédiments de différents niveaux de contamination des zones portuaires françaises. Les notes de risque sont établies en fonction des valeurs de la CL20, 10 jours ; elles pourront être révisées lors de l'adoption de la norme ISO TC147/SC5/WG2, en cours d'élaboration.

<i>Note</i>	<i>Toxicité</i>	<i>CL20, 10 jours</i> <i>g.L<sup>-1</sup> de sédiment sec</i>
0	négligeable	> 100
1	faible	50 à 100
2	moyenne	10 à 50
3	forte	< 10



Figure 2 : *Corophium arenarium* (longueur 4 mm)

➤ **Copéode marin *Tigriopus brevicornis***

Cette méthode de détermination de la toxicité aiguë des sédiments portuaires vis à vis du copéode marin *Tigriopus brevicornis* (Forget *et al.*, 1998), dérive du protocole normalisé ISO / DIS.14 669 pour les copépodes marins *Acartia tonsa*, *Tisbe battagliai* et *Nitocra spinipes*. Cette norme est destinée à déterminer la toxicité des substances chimiques solubles des effluents et des eaux de mer ou d'estuaire. Ce protocole a été appliqué à l'espèce *Tigriopus brevicornis* (figure 3) en présence de sédiments contaminés. Le taux de mortalité de 50 % des copépodites (CL50) est alors exprimé en grammes de sédiment sec par litre.

<i>Note</i>	<i>Toxicité</i>	<i>CL50, 96 heures</i> <i>g.L<sup>-1</sup> de sédiment sec</i>
0	négligeable	> 1
1	faible	0,05 à 1
2	moyenne	0,01 à 0,05
3	forte	< 0,01

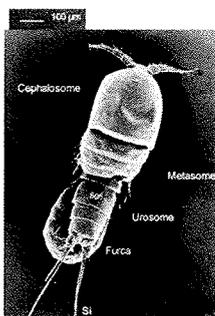


Figure 3 : *Tigriopus brevicornis* (adulte)

#### 5.2.4 Interprétation des scores de risque

La méthode des scores de risque a pour finalité de distinguer les risques faibles, moyens ou forts : en ce sens elle ne propose pas une décision ferme basée sur des limites mathématiques, mais apporte une aide à la décision après prise en compte de l'ensemble des dangers potentiels identifiés. La démarche peut être schématisée par un arbre de décision qui ordonne les différentes étapes jusqu'à la décision finale.

La première étape consiste à évaluer le risque imputable à la contamination chimique. Il s'effectue d'abord sur la base de la réglementation en cours, c'est-à-dire de l'arrêté du 14 juin 2000 qui fixe les niveaux de référence et de la circulaire relative à leur utilisation. Dans la mesure où les concentrations sont inférieures au niveau 1 de l'arrêté, le risque potentiel est présumé faible et l'analyse des risques chimiques peut être considérée comme peu instructive. Dans le cas contraire, l'opérateur ayant saisi les données concernant les teneurs en contaminants détermine un score de risque "contaminants".

- **Si le score de risque contaminant est inférieur à 1**, il est souhaitable de connaître la toxicité du sédiment, en particulier pour prendre en considération les effets des contaminants qui dépassent le niveau 1 de l'arrêté. Dans ce cas un seul test de toxicité peut être considéré comme suffisant ; il est alors recommandé de pratiquer de préférence le test sur le développement embryonnaire de bivalve, ou à défaut le test sur le copépode marin *T. brevicornis*. Si le résultat du test indique une note d'effet négligeable (0) ou faible (1), le rejet ou l'immersion peut être envisagé. Pour les sédiments dont la note d'effet sera égale à deux ou trois on prendra alors en compte la sensibilité de la zone d'immersion (proximité de zones conchylicoles ou de baignades, nurseries de poissons, présence d'espèces protégées etc.) avant de proposer soit le rejet/immersion, soit une étude locale d'impact.
- **Si le score de risque contaminant est compris entre 1 et 2**, l'évaluation de la toxicité sera réalisée à partir de trois tests, dont obligatoirement les tests « développement embryonnaire de bivalve » et copépode marin *T. brevicornis* ; le troisième test étant choisi entre l'amphipode *Corophium* sp et la bactérie *V. fischeri* (Microtox® phase solide). Les notes d'effet seront établies pour chacun des tests, mais seule la note la plus défavorable (effet toxique le plus marqué) sera prise en considération. Si la note retenue correspond à un effet négligeable (0) ou faible (1) on prend alors en considération la sensibilité de la zone d'immersion, comme dans le cas ci-dessus. Si la note retenue correspond à un effet moyen (2) on procède alors directement à l'étude locale d'impact. Si la note retenue correspond à un effet fort (3) l'immersion ne peut être autorisée sans une étude d'impact approfondie « apportant la preuve qu'elle constitue la solution la moins préjudiciable pour l'environnement » (c. f. interprétation du niveau 2).

**Si le score de risque contaminant est supérieur à deux**, l'immersion ne peut être autorisée sans une étude d'impact approfondie « apportant la preuve qu'elle constitue la solution la moins préjudiciable pour l'environnement »

L'arbre de décision (figure 4) distingue deux catégories d'études d'impact en fonction des résultats de l'évaluation des risques écotoxicologiques.

**L'étude locale d'impact**, peut être considérée comme le résultat du recensement de toutes les connaissances acquises sur le site d'immersion. C'est à ce stade que sera prise en considération la sensibilité de la zone d'immersion envisagée en regard, d'une part des risques écotoxicologiques et d'autre part, des risques sanitaires induits par la

contamination bactériologique des sédiments ou la présence de kystes de dinoflagellés toxiques (*Alexandrium minutum*). Dans certains cas cette évaluation peut être particulièrement complexe et faire appel, par exemple, à des modèles numériques de dispersion locaux ou régionaux, pour évaluer le transport des matériaux hors de la zone d'immersion.

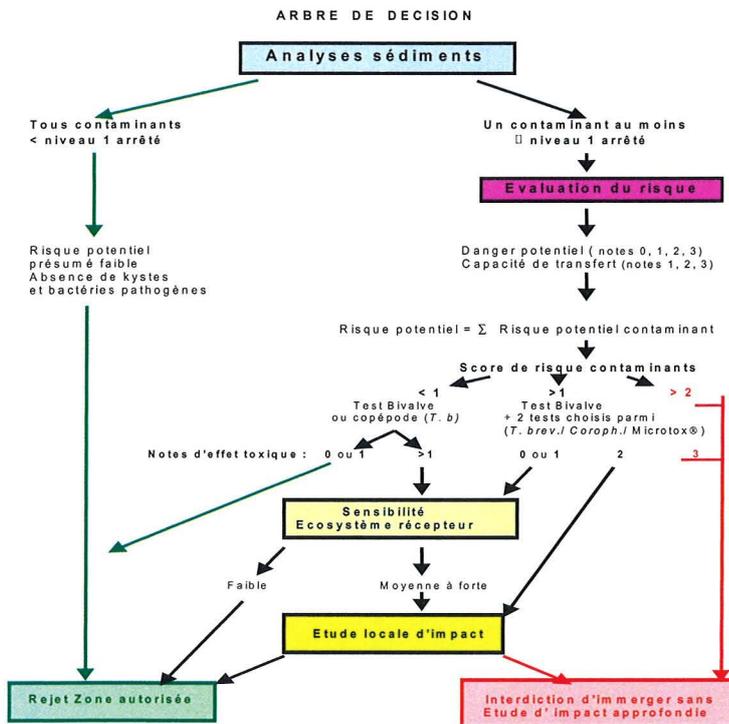


Figure 4 : Arbre de décision, interprétation des scores de risque

**L'étude d'impact approfondie** doit, par référence aux prescriptions réglementaires, apporter la preuve que l'immersion constitue la solution la moins préjudiciable pour l'environnement. Le terme environnement doit être pris dans son sens le plus large et inclure, par exemple, une évaluation de l'impact terrestre dans le cas où le dépôt ou traitement à terre constituerait une solution alternative envisagée. On trouvera dans les lignes directrices, de la Convention OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-ouest et du Protocole relatif à la Protection de la Méditerranée, les critères à prendre en considération pour l'évaluation des effets potentiels et la nature des impacts.

### 5.3. Indices biotiques

Les recherches ont eu pour objectif de définir un indice de qualité des zones d'immersions de façon à suivre leur évolution au cours du temps. Les données faunistiques acquises sur un certain nombre de sites portuaires (Mer du Nord, Manche, Atlantique) ont été traitées de manière à définir un indice biotique général, qui puisse être utilisé comme outil de surveillance. La méthode employée est basée sur le principe des distributions coïncidentes d'espèces, réunies en groupes écologiques. Mise au point par Hily (1984), figure 5, sur le site de la rade de Brest, cette technique a été largement utilisée et adaptée à divers types de biotopes en Bretagne : Glémarec et Hily, (1981) en baie de Concarneau, Grall et Glémarec, (1997) en rade de Brest. Les modifications apportées aux structures des peuplements benthiques sont traduites par ces indices, qui sont corrélés d'une part avec les teneurs des sédiments en carbone organique, azote et phosphore total et d'autre part avec les contaminants exprimés sous forme de scores de risque. Ces indices au nombre de 8 (0 à 7) correspondent à des milieux que l'on peut, au vu des teneurs en matières organiques et/ou en contaminants, classer en milieux sédimentaires normaux (A1), enrichis (A2), dégradés (B), fortement dégradés (C) ou de dégradation maximale (D) (Dhainaut-Courtois et Dhainaut, 2002). La publication de la méthodologie détaillée ainsi que la complémentarité, scores de risques, tests de toxicité et indices biotiques est en cours de rédaction.

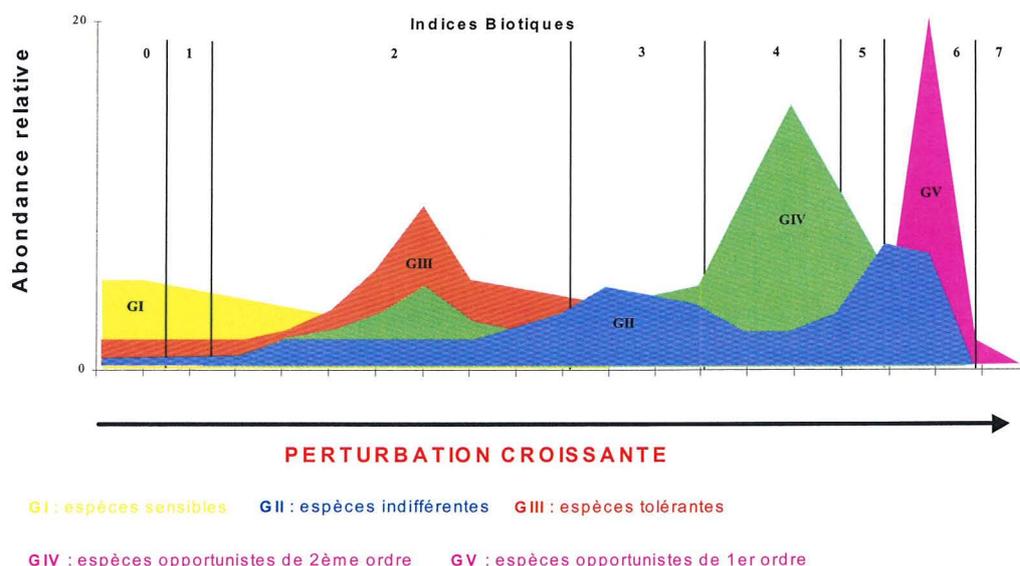


Figure 5 : Modèle des indices biotiques d'après Glémarec et Hily, (1981).

## 6. Conclusion

L'objectif visé consistait à mettre au point une méthode d'analyse de risque des sédiments portuaires destinés à être dragués. La démarche proposée est basée sur les prescriptions de l'arrêté du 14 juin 2000 concernant les niveaux de références des contaminants et de la circulaire interprétative. Les lignes directrices de la convention d'Oslo-Paris ont été également prises en considération en ce qui concerne les recommandations spécifiques à l'évaluation des niveaux de contamination et aux études d'impact.

Les données chimiques et écotoxicologiques, obtenues à partir d'un échantillonnage de sédiments portuaires représentatif des conditions nationales, ont permis de sélectionner des tests sensibles capables de différencier les sédiments selon leur toxicité. On retiendra en particulier que certains tests (phytoplancton, poisson) recommandés par la commission d'Oslo Paris (OSPAR, 1995), ainsi que les tests d'Ames et Mutatox (mutagenèse) n'ont pas donné de résultats satisfaisants ou facilement interprétables.

Les données écotoxicologiques des sédiments sélectionnés ont également été utilisées pour fixer les scores de risques relatifs aux différentes réponses des différents tests.

## 7. Valorisation

La valorisation a été réalisée sous diverses formes : logiciel d'aide à la décision, publications, communications orales et poster.

- **Cédérom Géodrisk**

La démarche d'évaluation des risques écologiques des sédiments portuaires dragués, entreprise par l'IFREMER et le groupe interministériel Géode, a été concrétisée sous la forme d'un logiciel d'aide à la décision, Géodrisk.

Ce logiciel se présente sous la forme d'un cédérom, figure 6, diffusé par les Editions IFREMER, et configuré pour être directement utilisable par les services chargés de l'instruction des dossiers de dragage ou les bureaux d'étude. Le cédérom comprend le logiciel d'aide à la décision, son manuel d'application, la démarche d'analyse de risque proposée et des annexes documentaires, dont les protocoles des tests de toxicité et les textes réglementaires et lignes directrices appropriées. Il constitue un complément à l'ouvrage de synthèse « Dragages et environnement marin : état des connaissances » paru aux Editions IFREMER en juin 1999 (Alzieu - coordinateur, 1999) avec le soutien du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.

- **Publications :**

Alzieu C., 2001. – Dragages en estuaire et milieu marin, *La Houille blanche*, n°8, 68-71.

Dhainaut-Courtois N. et Dhainaut A., 2002. – Vers une évaluation plus performante de l'écotoxicité des boues de dragage des ports maritimes grâce à l'utilisation combinée d'indices biotiques et de scores de risque., *Bull. Soc. Zool. Fr.*, 127 (1), 57-76.



Figure 6 : Logiciel Géodrisk

- Ouvrage :**  
 Alzieu C., Andral B., Dhainaut-Courtois N., Glémarec M., Grall J. et Quiniou F., à paraître en 2003. – Evaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d’immersion. Editions Ifremer.

- Communications orales :**  
 Alzieu C., 2000. – Evaluation des risques liés à l’immersion des boues de dragage des ports maritimes. - Actes du colloque « Les enjeux, pour la santé humaine et le maintien de la biodiversité, de la caractérisation et de la validation de systèmes d’évaluation écotoxicologique de la qualité des sédiments et des boues de dragage. » – Villeneuve d’Ascq 28 septembre 1999, 6p.

Dhainaut-Courtois N., Alzieu C., Quiniou F., Pruvot C. et Deloffre L., 2000. – Evaluation par utilisation conjointe de scores de risque et d’indices biotiques de la qualité des sédiments portuaires et des risques liés à l’immersion en mer de ces derniers. Etudes menées sur les sédiments et les macroinvertébrés associés des ports de Boulogne-sur-mer, Calais et dunkerque, et dans les zones de référence et de vidage situées au large de Dunkerque.- Actes du colloque « Les enjeux, pour la santé humaine et le maintien de la biodiversité, de la caractérisation et de la validation de systèmes d’évaluation écotoxicologique de la qualité des sédiments et des boues de dragage. » – Villeneuve d’Ascq 28 septembre 1999, 31p.

Quiniou F. et Alzieu C., 2000. – Risk Assessment of Dredged Materials in France, Working Group on Biological Effects of Contaminants, CIEM Nantes 27-30 March 2000.

Quiniou F., 2000. – Les seuils Géode – Le logiciel Géodrisk, Journées techniques du CETMEF, Compiègne 17 mai 2000.

Alzieu C., 2000. – Dragages, immersions, rejets. Journées des CQEL, Paris 28 juin 2000.

Alzieu C., 2001. – Dragage en estuaire et milieu marin, Colloque gestion des sédiments, Société hydrotechnique de France, Lyon 28-29 mars 2001.

Quiniou F., Delesmont R., Forget J., Pavillon J. F. et Alzieu Cl., 2002. - French selection of marine bioassays for environmental risk analysis of dredging materials of marine ports. International symposium on the environment & analytical chemistry (ISEAC 32), 17-21 June 2002, Plymouth UK.

Alzieu C. et Quiniou F., 2002. – Geodrisk : Logiciel d'évaluation des risques liés à l'immersion des matériaux de dragage. Dredging Days, Casablanca 22-24 October 2002 CEDA North African Section.

- **Poster :**

Alzieu C., Quiniou F. et Delesmont R., 2002. – Risk assessment strategy for contaminated dredging materials in France. - SEDNET Workshop « Chemical analysis and risk assessment of emerging contaminants in sediments and dredged material. » , Barcelone 28-30 November 2002.

## 8. Bibliographie

Alzieu Cl.(coordinateur), 1999. - Dragages et environnement marin : état des connaissances. Editions Ifremer, 29280 Plouzané (F), 224 p.

ASTM, 1994. Standard Guide for Conducting Static Acute Toxicity Tests starting with Embryos of Four Species of Saltwater Bivalve Molluscs. *In ASTM 1994 Annual Book of standards*, vol 11.05, 223-240. American Society for testing and Materials, Philadelphia.

Dhainaut-Courtois N., (1999). – Réponses de la biodiversité marine aux contraintes de l'environnement. Performances remarquables des macroinvertébrés benthiques dans les systèmes d'évaluation des qualités physico-chimiques et chimiques, voire de la toxicité réelle des sédiments. Bilan provisoire de 7 années de recherche de terrain et de laboratoire menées sur les estuaires de l'Aa, de la Canche, et les ports de Boulogne-sur-mer, Calais et Dunkerque, dans le cadre du programme DYSCOP et de contrats avec le Port Autonome de Dunkerque. 18 p., plus 35 annexes.

Dhainaut-Courtois N., (2000). – Réponses de la biodiversité marine aux contraintes de l'environnement. Evaluation, par utilisation conjointe de scores de risque et d'indices biotiques, de la qualité des sédiments portuaires et des risques liés à leur immersion en mer. Etudes menées sur les sédiments et les macroinvertébrés associés des ports de Boulogne-sur-mer, Calais et Dunkerque et dans les zones de référence et de vidage situées au large de Dunkerque, dans le cadre des programmes DYSCOP/FEDER et PNETOX et de contrats avec le Port Autonome de Dunkerque. 73 p.

Forget, J., Menesria M.R., Pavillon J.F. et Bocquéné G., (1998). - Mortality and LC values for several stages of the marine copepod *Tigriopus brevicornis* (Müller) exposed to metals arsenic and cadmium and the pesticides atrazine, carbofuran, dichlorvos and malathion. *Ecotox. Environ. Saf*, 40, pp. 239-244.

Geffard O., (2001). – Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés : évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires Thèse de doctorat Univ. Bordeaux, 351p.

- Glémarec M. et Hily C., (1981). - Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica, oecol. Applic.*, 2, p. 139 – 150.
- Grall J., et Glémarec M., (1997). – Using biotic indices to estimate macrobenthic communities perturbations in the Bay of Brest, *in XXV Annual Symposium of the Estuarine and Coastal Sciences Association, Dublin sept. Estuarine Coastal and Shellfish Sciences*, 44 (suppl. A), 11 p.
- Hily C., (1984). – Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la rade de Brest. Thèse de doctorat d'état, Univ. Bretagne Occidentale F., 696 p.
- His E., Budzinski H., Geffard O. et Beiras R., (1997). Action d'un sédiment pollué par les hydrocarbures sur la métamorphose de l'huître japonaise, *Crassostrea gigas* (Thunberg). *C.R. Acad. Sci. Paris, sciences de la vie*, 320, 797-803.
- ISO, (1996). - Qualité de l'eau - Détermination de la toxicité létale aiguë vis-à-vis de copépodes marins (Copepoda, Crustacea). *International Standards Organisation Standard Draft, ISO/DIS 14669 / 1996 5F*, 23 p.
- ISO/FDIS 11348-3, (1998), Qualité de l'eau – Détermination de l'effet inhibiteur d'échantillons d'eau sur la luminescence de *Vibrio fischeri* (Essai de bactéries luminescentes) – Partie 3 : Méthode utilisant des bactéries lyophilisées numéro de référence : ISO/FDIS 11348-3 :1998(F).
- ISO, (1998). Qualité de l'eau - essai d'inhibition de la croissance des algues marines avec *Skeletonema costatum* et *Phaeodactylum tricornutum*. International Standards Organisation Standard NF EN ISO10253 : (T 90-311) 8 p.
- ISO TC 147/SC 5N 337, *en cours*. – Water Quality-Determination of acute toxicity of marine sediments to amphipods .
- MICROBICS CORPORATION (1992), - Microtox® manual. A Toxicity Testing Handbook. Vol 2 : Detailed protocols and Vol 3 : Condensed protocols. Carsbad, A.A.
- NF T90-307, (1985).- Détermination de la toxicité aiguë d'une substance vis à vis de *Dicentrarchus labrax*. 6 p.
- OSPAR, (1995). - PARCOM protocols on Methods for the Testing of chemicals Used in the Offshore Industry. Oslo and Paris Commissions. 33 p.
- Pruvot C., (1999).- Contribution à l'évaluation de l'impact des dragages et des immersions sur les communautés macrozoobenthiques du port de Dunkerque et de ses zones de vidage. Thèse d'Université de Lille I, 315 p., plus annexes.
- Quiniou F., Judas A. et Le Squer-André E., (1997). - Toxicité potentielle des eaux et des sédiments des principaux estuaires de la rade de Brest évaluée par deux bio-essais. *Annales de l'Institut Océanographique*, Paris, 73, 1, 35-48
- Robbe D., (1989). - Stratégie d'évaluation – échelle spatio – temporelle, relation entre les sites d'immersion et les zones de sédimentation. Actes du séminaire international sur les aspects environnementaux liés aux dragages. Nantes, 27 novembre – 1<sup>er</sup> décembre 1989, p. 335 - 346.
- Romont R., (1996).- Caractérisation multiparamétrique de la qualité des sédiments et descriptions des communautés macrozoobenthiques associées des ports de Dunkerque Ouest et Boulogne sur mer et des estuaires de l'Aa et de la Canche (région Nord Pas de Calais, France). Thèse de doctorat de l'Université de Lille I, 161 p., plus annexes.
- Vanhaecke P., Persoone G., Claus C., Sorgeloos P., (1981). - Proposal for a short-term toxicity test with *Artemia nauplii*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*; 5 (3) p. 382-387.