

Evaluation de la toxicité globale des sédiments dans les lagunes corses par un bio essai : développement larvaire de l'huître creuse *Crassostrea gigas* en présence d'élutriats de sédiments (Etude préliminaire).

F Galgani, L Constantini, T Laugier , V Orsoni, J Senia, Y Baldi
IFREMER/LER/LR et LER/PAC

1. Introduction, problématique.	2
2. Méthodologie.....	4
3. Résultats.....	8
3. Présentation des résultats préliminaires.....	
3.1 Etang d Urbino.....	
3.2 Etang de Diane	
3.3 Etang de Biguglia.....	
3.4 Autres etangs	
4. Discussion et perspectives.....	11
5. Références bibliographiques.....	12

1. Introduction, problématique.

L'étude de la toxicité d'un échantillon sédimentaire provenant du milieu naturel repose sur la présence d'un mélange de substances potentiellement toxiques pouvant provoquer un effet biologique négatif sur la biocénose environnante.

Le point de vue chimique tend à caractériser la présence de tel ou tel contaminant et d'en déterminer les concentrations, alors que le point de vue écotoxicologique vise à déterminer l'effet biologique de l'échantillon sur une espèce de référence caractéristique du milieu étudié, en s'affranchissant des paramètres de contamination.

C'est cette approche écotoxicologique qui a été mis en œuvre sur les lagunes corses sous forme d'un bilan à travers une méthode d'analyse globale à haute signification écologique (choix de l'espèce, méthodes de traitement des échantillons), non spécifique vis à vis des micropolluants (prise en compte de l'effet total des contaminants présents, des interactions entre composés, de leurs biodisponibilités, sans considérer leurs natures et leurs concentrations) et modulable (compartiment d'étude, méthodes de traitement des échantillons).

Le but est donc d'évaluer, dans les principales lagunes corses, la toxicité des sédiments et de définir les modalités d'un éventuel suivi à long terme.

les effets toxiques des sédiments

Le risque environnemental considéré correspond aux toxicités globales, maximales, observables dans la colonne d'eau à proximité du fond lors d'épisodes climatiques intenses ou lors de remises en suspension, pouvant provoquer des problèmes de recrutement d'organismes marins ou des mortalités ponctuelles massives inexpliquées, d'espèces pourtant reconnues résistantes telles que l'anguille ou le muge.

Ce risque provient :

- d'une part de la capacité des contaminants (en particulier les métaux et composés organiques hydrophobes) à s'adsorber et/ou à se complexer avec les particules en suspension qui coprécipitent ensuite, sous l'action de variations de la salinité, transférant ainsi les contaminants de la colonne d'eau vers le sédiment (Tarbouriech, 2001). Le compartiment sédimentaire agit donc comme un réservoir en contaminants dans lequel leurs concentrations peuvent être de plusieurs ordres de magnitudes supérieures à celles observables dans la colonne d'eau (Livett, 1988) et dans lequel leur durée de vie peut atteindre plusieurs dizaines d'années (Alzieu, 2001).

- d'autre part, de la capacité du sédiment superficiel (2 premiers cm) à être remis en suspension sous l'effet d'événement climatique important associé à la faible profondeur des lagunes. Les sédiments ainsi remis en suspension, peuvent restituer à la colonne d'eau environnante, une fraction importante de l'ensemble des contaminants initialement présents, par désorption et relargage (Alzieu, 2001), particulièrement en milieu oxylique, induisant des formes majoritairement oxydées des contaminants, qui sont plus toxiques que les formes réduites. Il y a ainsi création des phénomènes de pics de toxicité que l'on peut considérer comme maximums en comparaison des toxicités observables dans l'eau proche de sédiments en place, pouvant occasionner des mortalités massives ponctuelles.

Les toxicités chroniques, observables quotidiennement près du sédiment en place ne sont donc pas incluses dans ce travail et peuvent être, en revanche, l'objet d'une étude complémentaire. La méthode d'analyse employée doit donc être représentative du milieu étudié : les lagunes, et du risque environnemental considéré : toxicités globales non spécifiques maximales observables lors de remise en suspension de la couche sédimentaire superficielle.

Dans cette optique nous choisissons :

- d'étudier le compartiment sédimentaire dans ses 2 premiers cm sous forme d'élutriat (surnageant d'agitation du sédiment dans de l'eau de mer non toxique) simulant une remise en suspension en milieu oxique : prise en compte de l'effet global des contaminants présents, des interactions entre composés et de leurs biodisponibilités,
- un test de développement larvaire utilisant comme espèce de référence l'huître creuse *Crassostrea gigas* car celle-ci est ubiquitaire dans nos lagunes et donc représentative du milieu étudié. Elle possède, en outre, un intérêt commercial certain. Le point de départ choisit est l'embryon, et le point final est la larve au stade D obtenue en 24 h car ce stade est le plus sensible (His, Beiras, Seaman, 1999).

Les taux de sédimentation moyens dans les lagunes étant généralement estimés à environ 1 mm/an, on peut considérer que les toxicités constatées seront relatives aux contaminants accumulés depuis vingtaine d'année environ. Les prélèvements sont effectués sur une surface réduite et ne sont représentatifs, en terme de toxicité, que d'une zone limitée autour du point échantillonné. En effet, une hypothèse souvent posée est l'hétérogénéité de structure du sédiment due aux conditions hydrodynamiques du milieu aquatique sus-jacent. En revanche, en terme de risque, la validité spatiale est accrue car, après remise en suspension du sédiment et relargage des micropolluants dans la colonne d'eau, les masses d'eau ainsi contaminées se diffusent sur une surface bien plus importante que la surface d'échantillonnage elle-même. Dans ces conditions, la cartographie de la toxicité ne peut avoir qu'une vocation démonstrative et non prédictive, sachant qu'elle est représentative des niveaux de toxicité et non du risque environnemental.

La granulométrie et le taux de matière organique sont les paramètres qui permettent de passer, à l'interprétation, de la toxicité mesurée vers la contamination du sédiment. En effet, les vases, particules inférieures à 63 µm, offrent une surface d'adsorption aux contaminants plus grande que pour la même masse de particules plus grossières, influant ainsi sur les charges totales en contaminants, et donc sur le taux de contamination. Mais l'analyse d'échantillons sédimentaires provenant du milieu naturel, induit des proportions très variées en particules fines rendant très difficiles et peu significatives les extrapolations de la toxicité globale vers la contamination (His, Beiras, Seaman, 1999). En effet, pour une même toxicité mesurée, plus la proportion de vase est faible, plus le taux de contamination est avéré. En d'autres termes, une faible toxicité mesurée sur un échantillon sableux peut présenter un taux de contamination significatif, alors qu'une faible toxicité mesurée sur un échantillon très vaseux assure un faible taux de contamination. Dans ce contexte, toute interprétation de la toxicité globale vers le taux de contamination serait erronée et n'est donc pas envisagée dans cette étude. Seuls les effets toxiques globaux d'un échantillon total (toutes fractions granulométriques confondues, excepté les débris coquilliers) seront considérés.

2. Méthodologie.

principe.

Le sédiment à analyser est agité dans de l'eau de mer reconnue non toxique (référence). Le surnageant (élutriat) contient alors la fraction relarguée de l'ensemble des micropolluants présents initialement. Puis des œufs d'huîtres creuses fraîchement fécondés sont alors mis en développement dans différentes proportions de l'élutriat et les pourcentages d'anomalies de développement larvaire sont alors déterminés, servant à estimer la relation liant l'effet toxique mesuré à la concentration en élutriat (donc à la concentration en sédiment)

Prélèvements.

Dans le but d'évaluer la toxicité totale non spécifique des sédiments des lagunes corses, une campagne d'échantillonnage a été réalisée sur les étangs D Urbino et de Diane à la fin du printemps, après les épisodes pluvieux d'avril et de mai de sorte que les charges dans les étangs en micropolluants lessivés du bassin versant soit maximales. 32 points ont été échantillonnés sur ces deux lagunes. A partir de l'embarcation de prélèvements ou à partir du bord des étangs, environ 100g g des 5 premiers centimètres ont été récupérés. Les échantillons ont été conservés en tubes en polyéthylène puis stockés au réfrigérateur à +4°C jusqu'à traitement.

L eau de référence est prise au large de Sète après contrôle de salinité qui est un indicateur de mélange avec le panache du Rhône qui est vecteur de toxiques divers. Si la salinité est supérieure à 37.5, une bouteille de prélèvements Hydrobios est immergée par -10m, remontée, et l'eau est stockée en jerrycan jusqu'à filtration.

Cette étude a été complétée par une analyse de la toxicité des sédiments des 1 étang de Biguglia. Pour des raisons logistiques et techniques, les prélèvements (15 stations) ont été réalisés en novembre 2003 et conditionnés selon le même protocole que précédemment.

Pour les autres étangs, l'étude a été réalisée du 20 au 28 juillet 2005 en utilisant une benne van Veen sur 20 étangs de superficie supérieure à 5 ha . Un prélèvement a été réalisé par étang à l'exception des étangs de Terrenzana (2 stations) , de Palo (5 stations), de Santa giulia (2 stations) et de Ballistra (3 stations)

Les références des sites , stations et conditions d'échantillonnage sont résumées dans les tableaux suivants :

Tableau A : Etangs concernés par l'étude de toxicologie des sédiments (Juillet 2005)

ETANG	Superficie (ha)	Commune	Nombre de stations	Statut Foncier	Date de prélèvement
Giustiniana 1	11	Linguinzzetta	1		20/07/05
Terrenzana 2	32	Linguinzzetta	1		20/07/05
Terrenzana 3	32	Linguinzzetta	1		20/07/05
Del Sale 4	145	Aléria	1		20/07/05
Gradugine 5	120	Prunelli	1		21/07/05
Palo 6	110	Ventiseri	1	CEL	21/07/05
Palo 7	110	Ventiseri	1	CEL	21/07/05
Palo 8	110	Ventiseri	1	CEL	21/07/05
Palo 9	110	Ventiseri	1	CEL	21/07/05
Palo 10	110	Ventiseri	1	CEL	21/07/05
Padulatu 11	54	Zonza	1		22/07/05
Pinarellu 12	54	Zonza	1		22/07/05
St cyprien 13	17,6	Lecci	1		22/07/05
Arasu 14	61	Zonza	1		22/07/05
Delta Osu 15	16	Lecci	1		22/07/05
Salines P Vecchio 16		Porto Vecchio	1		25/07/05
Stabbiaccu 17	6,7	Porto Vecchio	1		25/07/05
Palombaggia 18	12,5	Porto Vecchio	1		25/07/05
Santa Giulia 19	31	Porto Vecchio	1		25/07/05
Santa Giulia 20	31	Porto Vecchio	1		25/07/05
Rondinara 21	1	Bonifacio	1		25/07/05
Furnellu 22	16,5	Monnaccia d A	1		26/07/05
Ventilegne 23	4,2	Bonifacio	1		26/07/05
Ballistra 24	99	Bonifacio	1		26/07/05
Ballistra 25	99	Bonifacio	1		26/07/05
Ballistra 26	99	Bonifacio	1		26/07/05
Canettu 27	9,2	Bonifacio	1		27/07/05
St Florent 28		St Florent	1	CEL	28/07/05
Lotu 29		St Pietro di Tenda	1	CEL	28/07/05

Tableau B : Caractéristiques des stations d'échantillonnage , campagne juillet 2005

Etang	Sédiment	Lat.	Long.	Temp.(°C)	Salinité	sonde
Giustiniana 1	Réduit	42°12.45 N	9°33.07 E	29,8	10,8	1,5 m
Terrenzana 2	Débris coquiller	42°09.19 N	9°33.11 E	33,3	26	25 cm
Terrenzana 3	Débris coquiller	42°09.24 N	9°33.01 E	33,5	26,8	20 cm
Del Sale 4	Réduit	42°04.56 N	9°30.55 E	32,5	4,5	1 m
Gradugine 5	Débris végétaux	41°58.52 N	9°25.57 E	27	3,5	1 m
Palo 6	Réduit et coquiller	41°56.35 N	9°24.25 E	29,1	37,7	50 cm
Palo 7	Réduit et coquiller	41°56.42 N	9°24.32 E	27,2	38,2	80 cm
Palo 8	Réduit et coquiller	41°56.22 N	9°24.31 E	29,8	37,8	80 cm
Palo 9	Réduit et coquiller	41°57.09 N	9°24.40 E	29,5	38,1	80 cm
Palo 10	Réduit et coquiller	41°56.28 N	9°24.19 E	30,8	37,9	20 cm
Pinarellu Padulu Tortu 11	Réduit, poissons morts	41°39.48 N	9°22.44 E	25.8	17	50 cm
Pinarellu Pinarellu 12	Réduit, sable coquiller	41°40.50 N	9°22.14 E	26.7	50.4	30 cm
St cyprien 13	Réduit, sable coquiller	41°38.06 N	9°20.46 E	27.5	39.9	2 m
Arasu 14	Réduit, sable coquiller	41°38.30 N	9°21.16 E	27.5	17	50cm
Delta Osu 15	sable coquiller	41°37.34 N	9°18.43 E	28.3	38.3	1m
Salines 16 PortoVecchio	Réduit et coquiller	41°35.13 N	9°17.15 E	27.1	47	30 cm
Stabbiaccu 17	Réduit et coquiller	41°34.52 N	9°17.44 E	27.7	37.7	1 m
Palombaggia 18	Réduit asséché	41°33.38 N	9°19.52 E	34.7	47.8	10 cm
Santa Giulia 19	Peu reduit	41°31.49 N	9°16.18 E	34.5	48.6	20 cm
Santa Giulia 20	Peu reduit	41°31.31 N	9°16.11 E	31.2	44.3	30 cm
Rondinara 21	Grau , sable grossier , asseché	41°28.23 N	9°16.16 E	32.2	44.4	10 cm
Furnellu 22	Grau, peu reduit	41°29.10 N	8°59.45 E	27	27.7	10 cm
Ventilegne 23	Pas réduit	41°26.37 N	9°07.24 E	26	39.3	20 cm
Ballistra 24	Bord, clair	41°26.18 N	9°13.14 E	28	40.2	20 cm
Ballistra 25	Bord, clair	41°26.18 N	9°13.14 E	26.9	40.2	2 m
Ballistra 26	Bord, clair	41°26.27 N	9°13.09 E	27	40	3 m
Canettu 27	Réduit, sable coquiller	41°25.29 N	9°13.22 E	27	50.1	30cm
St Florent 28	Peu reduit	42°40.17 N	9°18.01 E	29,4	34,3	1 m
lotu 29	Peu reduit	42°43.27 N	9°12.05 E	31,6	29,8	30 cm

Test de développement larvaire.

Les géniteurs mûres proviennent de l'écloserie GUERNESEY SEA FARMS spécialisée dans la maturation de coquillages pour test en laboratoire.

60 g de chaque échantillon est mélangé avec 240 ml d'eau de référence filtrée, et agité pendant 8 h avant 8 h de décantation. Les surnageants (élutriats) sont récupérés. Des microplaques de cultures stériles IWAKI à puits de 3 ml sont remplies avec le surnageant. L'eau de mer filtrée sert à remplir les cuves des témoins (0 %). Pour chaque échantillon, 4 cuves formant les réplicats sont remplies. Les géniteurs matures sont soigneusement nettoyés et immergés dans de l'eau de référence non filtrée à 18°C pendant 30 minutes. Le bain est ensuite remplacé par de l'eau chauffée à 28°C et ce, pour 30 minutes. Il faut recommencer jusqu'à ce que ce choc thermique provoque l'émission des gamètes. Les individus en cours d'émission sont placés dans 2 bains successifs d'eau de référence filtrée. Le dernier bain sera utilisé comme suspension de gamètes pour la fécondation après avoir sélectionné le mâle le plus mobile et la femelle dont les œufs sont les plus gros. La fécondation est réalisée en introduisant la suspension de gamètes femelles dans une éprouvette de 250 ml en complétant le volume avec de l'eau de référence filtrée. Ajouter alors 3 ml de suspension dense de sperme et agiter doucement et sans arrêt. Un contrôle sous microscope permet de voir l'apparition des globules polaires qui est témoin de la réalisation de la fécondation.

Quand la fécondation est effective, la concentration en œufs est déterminée et le volume nécessaire pour obtenir 300 larves est calculé. 300 larves sont alors introduites dans chaque cuve et les plaques sont mises en développement dans une enceinte thermorégulée à 23°C + ou - 1°C pendant 24 h. Après incubation, les larves sont fixées au formaldéhyde 40%. Celles-ci décantent et le comptage sous microscope de 100 larves (comptage aléatoire sur les 300 inoculées) par cuve permet d'en tirer le taux d'anomalies. Les résultats sont regroupés en tableaux pour chaque concentration de chaque élutriat.

La détermination de ces taux dépend fortement des définitions des larves au stade D normales et des larves anormales. Les larves considérées normales sont définies exhaustivement par les deux valves de la coquilles formant un D parfait, associées à un vélum (masse de chair du futur manteau) parfaitement en place. Toutes les autres formes de larves seront considérées comme anormales. Plusieurs cas particuliers se démarquent : barre du D convexe, encoche sur une des valves, développement externe du vélum, irrégularité morphologique générale et blocage à un stade de



Larves normales stade D

développement antérieur au stade D.

Figure 1 : Larves de Crassostrea gigas normales au stade D (24h de développement)



Figure 2 : types d'anomalies larvaires caractéristiques (24h de développement).

Seuls les pourcentages d'anomalies mesurés pour une concentration maximum en élutriat (P100%) et pour le témoin (P0%) sont pris en compte dans les calculs. Le PBA (pourcentage brut d'anomalies larvaires) correspond au taux d'anomalies maximum mesuré non corrigé du taux d'anomalies mesuré dans le témoin. Ce mode d'expression de la toxicité permet la mise en relation des données, toutes exprimées dans la même unité (% anomalies)

Les données sont cartographiées en utilisant le logiciel Surfer VI, (grid 50x50, technique de Krigeage)

3. Résultats.

De manière à limiter la variabilité des résultats inter étangs en fonction de leurs témoins, les échantillons d'une même campagne ont été analysés en même temps avec la même série de géniteurs. Les résultats (figure 3 et tableau 3) montrent une toxicité faible des sédiments, cependant détectable avec des valeurs allant de 15 à 38 % de larves anormales pour les grands étangs et pouvant aller jusqu'à 100% dans le cas de certains étangs de petite taille. Les toxicités les plus notables, bien que faibles, sont observées au niveau des apports sur la partie ouest des étangs.

Etang d'Urbino

L'étang montre des zones faiblement impactées et des disparités sont constatées sur les toxicités mesurées. Les plus fortes toxicités sont observées aux débouchés de la funtana vecchia et de la vadina, autour de l'île longue (Isola longa)

Etang de Diane

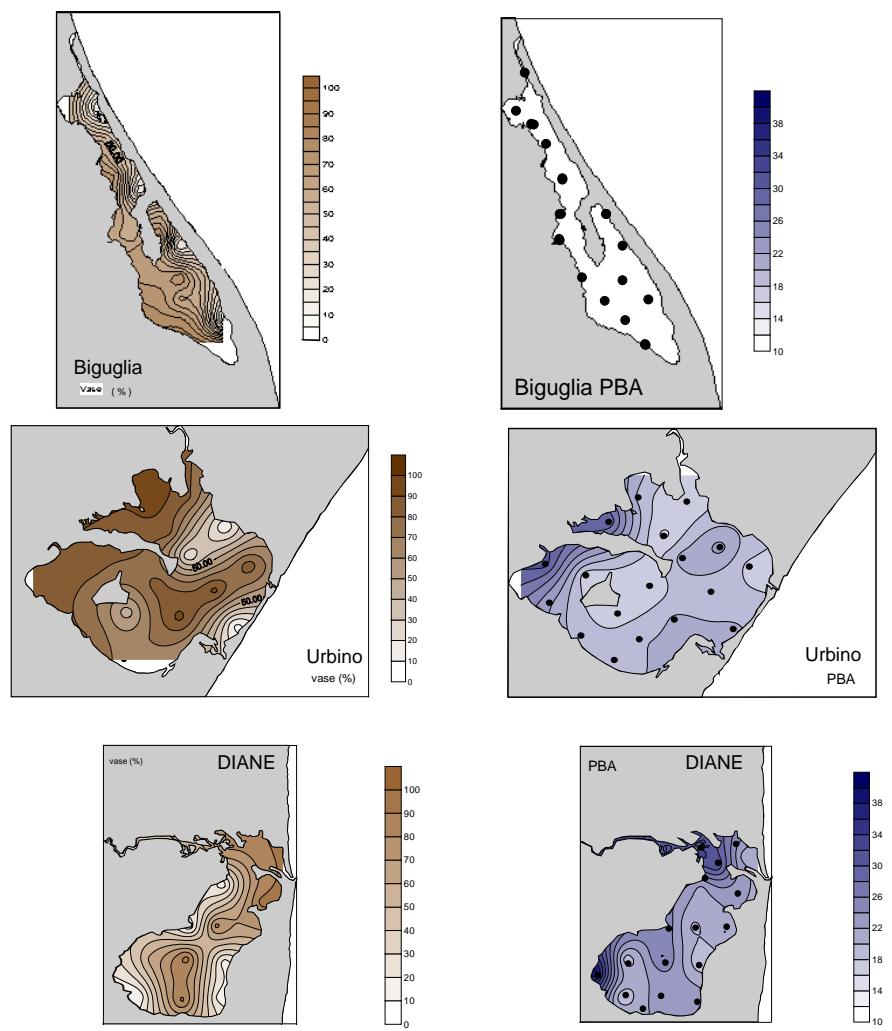
Dans son ensemble, l'étang montre une toxicité globale faible des sédiments. La toxicité est indépendante de la granulométrie. L'apport principal semble se faire par le l'Arena au niveau de son débouché naturel dans la partie nord de l'étang. Dans une moindre mesure, une toxicité est notée au niveau du ronsignese (sud ouest de l'étang).

Etang de Biguglia

L'étude réalisée dans un contexte quelque peu différent des autres étangs (prélèvements en automne et analyse sur un lot différent de géniteurs) ne permet pas de comparer les valeurs absolues de toxicité des sédiments de cet étang avec les

autres étangs. On retiendra cependant l'absence de toxicité significative des sédiments prélevés en Novembre dans l'étang de Biguglia.

Figure 3: pourcentage brut d'anomalies larvaires (PBA) en présence de sédiments des étangs de Diane, Urbino et biguglia (tests d'embryotoxicité sur larves d'huîtres, données Krigées). Les toxicités observées sont indépendantes de la granulométrie (Données RSL 2000).



Autres étangs.

Pour les autres étangs , de fortes toxicité sont observées localement sur les étangs de Terrenzana, Del sale, santa giulia et sur la saline de Porto vecchio (100% de larves anormales). D autre prélèvements présentent des toxicités significatives bien que faibles (supérieures a 20 % de la valeur du témoin , notamment dans les sites situés aux embouchures des étangs de Terranzana et Santa giulia mais également sur le site de Palombaggia.

Tableau C : Toxicité des sédiments des lagunes corses. Valeurs moyennes de PBA (pourcentage brut de larves anormales) et de PNA (pourcentage net = PBA - témoin)

Stations	replicats	PBA	ecart type	PNA
Giustiniana 1	4	16,73	10,12	7,26
Terrenzana 2	4	100,00	0,00	100,00
Terrenzana 3	4	31,13	9,28	23,67
Del Sale 4	4	100,00	0,00	100,00
Gradugine 5	4	13,68	5,39	6,63
Palo 6	4	14,10	3,49	5,20
Palo 7	3	6,50	0,17	-1,01
Palo 8	3	7,57	1,27	0,02
Palo 9	3	8,13	3,05	0,59
Palo 10	4	6,35	4,37	-1,20
Padulatu 11	4	5,58	8,32	-2,12
Pinarellu 12	4	5,38	6,37	-1,71
St cyprien 13	4	9,50	2,11	1,72
Arasu 14	4	25,30	8,97	17,20
Delta Osu 15	4	11,03	10,17	2,57
Salines 16	4	100,00	0,00	100,00
P Vecchio				
Stabbiaccu 17	4	21,01	5,64	13,74
Palombaggia 18	4	45,15	11,05	43,52
Santa Giulia 19	4	100,00	0,00	100,00
Santa Giulia 20	4	32,58	9,01	28,96
Rondinara 21	4	6,98	3,83	-0,39
Furnellu 22	4	17,46	2,60	9,18
Ventilegne 23	4	12,86	4,76	4,66
Ballistra 24	4	6,65	8,14	-0,76
Ballistra 25	4	11,48	4,43	3,93
Ballistra 26	4	16,08	7,42	9,56
Canettu 27	3	9,70	2,96	2,22
St Florent 28	4	8,65	3,72	0,85
Lotu 29	4	5,93	5,71	-1,42
Eau de mer du large		7,55	5,63	0

(Temoin)

4. Discussion et Perspectives

Les étangs d Urbino , de Diane et de Biguglia apparaissent, dans leur ensemble, dans un bon état vis avis de la toxicité totale environnementale de ses sédiments. En l absence de toxicité des sédiments de Biguglia, Les toxicités maximales mesurées, bien que sans fortes conséquences sur le plan écologique, se rencontrent au niveau du débouché des apports principaux (29-38 % de PBA) des étangs de Diane et d urbino. A noter que dans ces étangs, les zones conchyliques se situent dans des parties évaluées comme les moins toxiques des étangs

Nous avons présenté, dans la problématique, la complexité de l'étude de la toxicité d'un échantillon du milieu naturel en raison de la présence d'un cocktail de contaminants qui sont des substances d'origine anthropiques introduites C'est ce que nous avons cherché à caractériser par le développement larvaire. Ces substances sont alors définies comme étant des polluants avérés (Moriarty.F, 1990) ou des micropolluants, pour les substances dissoutes biodisponibles dans notre cas.

L'ensemble de ces polluants ne se retrouve pas dans les mêmes proportions suivant la nature des effluents arrivants aux lagunes et étant responsables du transfert de ceux-ci vers le compartiment sédimentaire (voir : Le risque ecotoxicologique). Une caractérisation des effluents par rapport aux probabilités de rencontre des polluants, ainsi que de leurs toxicités relatives vis à vis de l'embryogenèse de l'huître *Crassostrea gigas*, permet de se faire une idée du rôle de chacun dans les toxicités mesurées.

Dans le cas de l 'étang de Biguglia, les résultats démontrent une très bonne qualité des sédiments de cet étang d un point de vue toxicologique.

Dans le cas des lagunes corses de Diane et urbino, les eaux de ruissellement, en particulier des zones agricoles mais aussi après lessivage des décharges (ARENA), arrivent dans les étangs par drainage, via les cours d'eau du bassin versant. Aucun effluent portuaire ou industriel n est présent. Dans ces conditions, la localisation occidentale et aux abords des cours d'eau, des zones de toxicité maximale observée suggère des apports de contaminants en faible quantité. Les niveaux de toxicité sont par ailleurs, du même ordre de grandeur que les toxicités observées aux abords des zones conchyliques des lagunes du Languedoc Roussillon. Vu les faibles toxicités mesurées, ces apports sont sans conséquence écologique importante .

Dans les cas des étangs de plus petite taille, les valeurs de toxicité sont le plus généralement faibles sinon inexistantes. Ces résultats sont importants dans le cas de l étang de Padulattu en raison de mortalités importantes de poissons observées lors de l échantillonage. Ces mortalités ne sont pas le fait d une toxicité de sédiments mais plus vraisemblablement de variations des conditions physico-chimiques du milieu (sursalure ou élévation de température).

Seuls les étangs de Terrenzana , Del sale, anta giulia ainsi que la lagune de portovecchio et dans une moindre mesure l étang de Palombaggia présentent des niveaux conséquents de toxicité. Ces résultats sont confortés par une toxicité

mesurée sur deux stations dans le cas des étangs de Terranzana et Santa giulia avec une toxicité maximale pour les stations les plus éloignées des embouchures.

L'interprétation de niveaux élevés de toxicité restent limitée à un contexte local et en l'absence de mesure lors des périodes automnales, hivernales ou printanières. En dehors des résultats de l'étang de Del Sale, il semble que les étangs ou lagunes concerné(e)s par ces toxicité élevées sont liées à une pression anthropique particulière allant d'une fréquentation touristique importante lors de la période d'échantillonage (Terranzana, Santa giulia, Palombaggia) ou la proximité de source potentielle de contaminants (lagune de Porto vecchio). En tout état de cause, ces résultats doivent être confirmés par d'autres mesures de toxicité des sédiments ainsi que par des mesures à d'autres périodes et dans d'autres parties des étangs concernés.

Aux vues des conclusions exprimées ci-dessus, il semble nécessaire de confirmer la présence de toxicité pour certains étangs du littoral Corse et de réaliser une étude sur les autres lagunes de petite taille (inférieures à 5 ha) afin d'évaluer une toxicité éventuelle des sédiments qui n'a jamais été mesurée à notre connaissance.

5. Références bibliographiques.

- Alzieu. C. (2001). Dragages et environnement marin. Editions IFREMER. 223p.
- Alzieu. C, Abadie. E. (2000). Contamination de l'étang de Bages-Sigean par les polluants chimiques – Incidence des inondations de novembre 1999. Rapport interne, Direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral, laboratoire côtier de Sète. 31p.
- Emmens, C.W. (1948). Principles of biological assays. Chapman and Hall. London, 205p.
- Finney, D. J. (1971). Probits analysis. 3rd edn. p 1-133. Cambridge University Press. Cambridge, England.
- Laugier.T. (2002). *Rapport 2001, Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon.* 337 – 343. Direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral, laboratoire côtier de Sète.
- His E., Beiras. R, & Seaman. M. (1999). The Assessment of Marine Pollution – Bioassays with Bivalve Embryos and Larvae. *Advances in Marine Biology, volume 37,* 1-178. Academic Press, London, 178p.
- Livett. E. A. (1988). Geochimical monitoring of atmospheric heavy metal pollution: theory and applications. *Advances in Ecological Research* 18. 65 – 177.
- Moriarty F., 1990. Ecotoxicology. The study of pollutants in Ecosystems. Academic Press, London, 289p.
- Galgani. F. (2002). Niveaux d'activité acetylcholinestérasique dans les moules de quelques lagunes de Languedoc-Roussillon. *Rapport 2001, Réseau de Suivi Lagunaire du Languedoc-Roussillon.* 337 – 343. Direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral, laboratoire côtier de Sète. 7p.
- Tarbouriech. L. (2001). Rapport de stage IFREMER, direction de l'Environnement et de l'aménagement Littoral, Laboratoire Côtier de Sète. 85p.
- Wilke. M, Boutière.H. (1997) Cent ans de recherche, de travaux et de projets sur l'étang de Canet, ses rives et son bassin versant. Conservatoire du Littoral, Montpellier.

Woelke C. E., 1967. Measurement of water quality with the Pacific oyster embryo bioassay. *Water Quality Criteria, ASTM STP 416*, Am. Soc. Testing Mats, 112-120.