

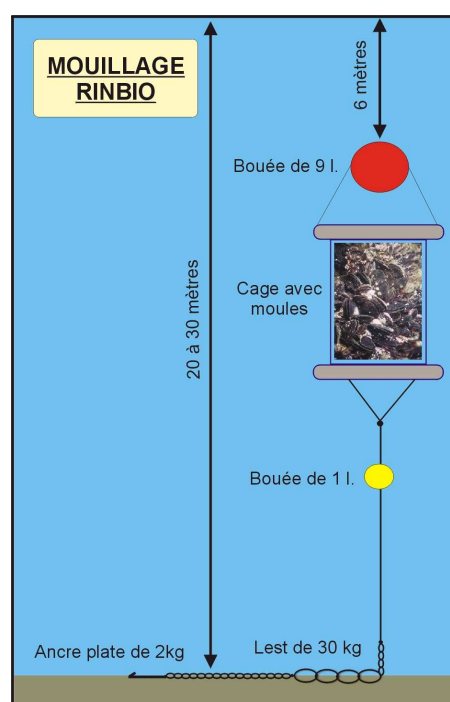
Laboratoire Environnement Ressources Provence Azur Corse
Bruno Andral

Mars 2002

Guide méthodologique

Le réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO) en Méditerranée

Evaluation de la contamination chimique basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules



sommaire

1. Introduction	3
2. Objectifs et stratégie de la surveillance.....	4
3. Protocole expérimental	6
3.1. Matériel	6
3.1.1. Espèce	6
3.1.2. Caractéristiques du lot	6
3.1.3. Mouillages.....	6
3.2. Campagnes.....	8
3.2.1. Période et durée d'immersion.....	8
3.2.2. Moyens nautiques.....	9
3.2.3. Positionnement des stations.....	9
3.2.4. Récupération des stations	9
3.2.5. Traitement des échantillons.....	11
3.2.6. Protocoles d'analyses et mesures.....	12
3.2.7. Traitement et interprétation des données.....	14
4. Avantages et inconvénients de la méthode.....	16
5. Exemples d'application et perspectives	19
6. Références.....	20

1. Introduction

Le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) du Bassin Rhône Méditerranée Corse renforce les politiques d'action menées sur le littoral méditerranéen français en s'appuyant sur une meilleure connaissance des milieux naturels et la réalisation de systèmes d'information cohérents. Cette démarche est engagée à travers un référentiel géographique où le littoral, délimité par une double bande terrestre et marine, est compartimenté en 50 zones cohérentes de gestion.

Le Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO) a été conçu en partenariat avec l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse pour évaluer les niveaux de contamination chimique dans la zone de dilution des différents apports affectant chacune de ces 50 zones homogènes. L'objectif de ce réseau, en complément des réseaux de surveillance existants, est de surveiller dans les secteurs non dégradés l'absence de contamination nouvelle et dans les secteurs contaminés apprécier l'efficacité des actions engagées dans le cadre du SDAGE.

La mesure directe des contaminants dans l'eau fait appel à des techniques analytiques sophistiquées et coûteuses, difficilement applicables à un réseau de surveillance, et la variabilité temporelle du milieu littoral ne confère que peu de signification à une mesure ponctuelle.

La biosurveillance repose dans la capacité de la moule à concentrer dans ses tissus les contaminants chimiques dans un facteur proportionnel à leur biodisponibilité. Les stratégies développées sont de deux types. Certaines utilisent les populations indigènes de moules sauvages ou cultivées (biosurveillance passive, cas du RNO en France). D'autres ont recouru aux transplants d'individus provenant d'un site de référence (biosurveillance active).

Les gisements naturels de moules n'étant pas disponibles sur tout le linéaire côtier du littoral méditerranéen français le réseau RINBIO s'appuie sur cette dernière stratégie.



2. Objectifs et stratégie de la surveillance

L'objectif du réseau est de suivre les variations spatiales et temporelles des niveaux de contamination chimique dans le champ moyen de dilution des différents apports de contaminant affectant chaque unité du référentiel géographique du SDAGE. La prise en compte des apports potentiels au milieu littoral (surface des bassins versants, qualité des rivières, rejets industriels et urbains) et une appréciation de la direction moyenne des courants côtiers, permet de positionner de façon homogène toutes les stations marines à l'échelle du réseau, par rapport aux principaux apports de contaminants chimiques.

Plusieurs types de contaminants sont recherchés :

- Métaux lourds : *Plomb (Pb), Cadmium (Cd), Cuivre (Cu), Mercure (Hg), Zinc (Zn), Chrome (Cr), Nickel (Ni), Arsenic (As)*.

- Molécules organiques : *DDT et ses métabolites (DDD, DDE), Hexachlorocyclohexane (HCH), γ HCH (Lindane) et α HCH, Polychlorobiphényles (congénères CB28, CB31, CB35, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB 180), Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (Benzo (b) fluoranthène, Benzo (k) fluoranthène, Benzo (a) pyrène, Benzo (ghi) pérylène, Indéno (1,2,3-cd) pyrène, Fluoranthène).*

La méthode des transplants permet de contrôler l'âge et le stade de maturation sexuelle des échantillons. Sa mise en œuvre à une large échelle spatiale est par contre dépendante de la variabilité physico-chimique et trophique des sites de stabulation.

La quantité de contaminant bioaccumulée est étroitement dépendante du cycle biologique de la moule, en particulier l'âge et le stade de maturation sexuelle. Les caractéristiques du site de stabulation, salinité, température, capacité trophique influencent la biodisponibilité et la spéciation du contaminant, mais également le métabolisme et la croissance de la masse tissulaire de la moule dans laquelle il est pour ainsi dire dilué.

Si les concentrations mesurées dans les tissus restent fonction des niveaux de contamination biodisponibles, le facteur de bioaccumulation (rapport entre la concentration dans les tissus mous et la contamination biodisponible dans le milieu) est dépendant de la capacité trophique du milieu. La comparaison des concentrations dans les tissus entre secteurs de potentiel trophique différent peut donc être biaisée.

La stratégie du réseau RINBIO, de la logistique de terrain au traitement des données, a été conçue pour limiter et corriger les effets du milieu sur la bioaccumulation.

La carte n°1 récapitule le positionnement des stations analysées au cours de la campagne réalisée en 2000.



3. Protocole expérimental

3.1. Matériel

3.1.1. Espèce

La moule *Mytilus galloprovincialis* est utilisée; elle répond à plusieurs exigences :

- physiologie et processus de bioaccumulation bien connus,
- large aire de répartition en Méditerranée,
- facilité d'approvisionnement,
- tolérance à de larges gammes de température et de salinité,
- résistance à la déshydratation (transport).

3.1.2. Caractéristiques du lot

Plusieurs critères doivent être respectés :

- le lot est composé de moules ayant un patrimoine génétique homogène. Les moules de captage conviennent tout particulièrement car leur cycle de croissance s'est intégralement déroulé sur le site de production,
- les moules doivent avoir le même âge, 18 à 24 mois (50 mm de longueur de coquille environ), période où le métabolisme est stable,
- le site d'origine du lot doit être impérativement peu ou pas pollué par les contaminants recherchés, car les cinétiques de décontamination sont beaucoup plus lentes que les cinétiques de contamination.

Pour sélectionner la cohorte désirée, le calibrage est réalisé sur la hauteur de coquille (calibreuse à grille de 19 mm). Un double calibrage est souhaitable et permet d'obtenir une cohorte homogène (cette opération engendre une mortalité évaluée entre 20 et 25 %).

Le lot obtenu est mis en poche ostréicole contenant 3 kg de moules, puis immergé sur le site d'origine pour favoriser le regrappage et un les taux de survie lors de la pose.

3.1.3. Mouillages

La structure de mouillage répond à plusieurs critères :

- faible coût,



- facilité de manutention (pose et relève rapide),
- tenue adaptée aux conditions hydrodynamiques de la Méditerranée française jusqu'à la bathymétrie des 10 m,
- flottabilité adaptée à l'alourdissement du système par envasement et biofouling.

Deux types de mouillage sont utilisés :

Mouillage mer (schéma 1 et photo 1)

Il s'agit d'un dispositif de subsurface immergé à 6 mètres de la surface pour limiter fortement les forces de traînée. La discrétion de ce système permet de réduire les risques de disparition liée au vandalisme.

L'échantillon de 3 kg de moules est stocké dans une poche ostréicole de maille 18 mm de dimension limitée à 0,5 m X 0.35 m. La poche est rigidifiée par deux tubes PVC diamètre 40mm fendus dans leur longueur et enfilés sur la partie supérieure et inférieure de la poche. Un flotteur principal de 11 litres fixé au-dessus de la poche assure son maintien à 6 mètres de la surface quelles que soient les conditions d'envasement ou biofouling. La tenue du système au fond est assurée par un lest de 30 kg constitué de 4 maillons de chaîne. Afin d'entraver tous risque de déplacement en dynamique du système une ancre plate de 2 kg est ajoutée au lest. La liaison entre le lest et ancre est assurée par une chaîne galvanisée de diamètre 8mm et d'une longueur de 4 mètres. La liaison entre le lest et la poche est réalisée par du cordage polypropylène flottant de diamètre 7 mm. La détection du mouillage après un positionnement précis est soit visuelle, soit acoustique.

Pour caractériser la présence et augmenter la distance de détection du mouillage au sonar et au sondeur, un ou deux «nokalon » de 1 litre sont ajoutés sur la ligne de mouillage. Leur emploi permet :

- de repérer de plus loin le mouillage au sondeur à balayage et de suivre son signal tout au long de l'approche avec le bateau,
- d'obtenir un signal caractéristique au sondeur vertical et à balayage du mouillage,
- l'accrochage des mouillages avec un système traînant de récupération sans plongeurs.

Sur certaines stations à risque en raison notamment de problèmes liés aux activités de pêche le mouillage peut être doublé voir triplé pour optimiser le pourcentage de récupération des échantillons.

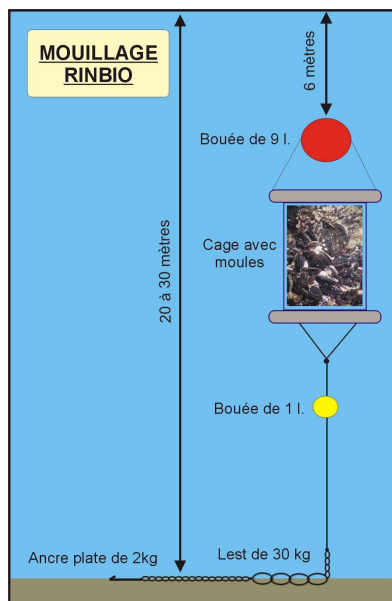


Schéma 1 : structure du mouillage RINBIO



Photo 1 : poche RINBIO et nokalon supérieur

Mouillage en lagune.

En lagune le lot composé de 3 kg de moules est stocké en poche ostréicole. La profondeur du mouillage est variable selon la configuration bathymétrique des lagunes. La poche est maintenue à mi-profondeur, posée à plat sur un trépied ou fixée à des poteaux de tables conchylicoles.

3.2. Campagnes

3.2.1. Période et durée d'immersion

L'immersion doit être réalisée pendant la période de repos sexuel qui débute chez *Mytilus galloprovincialis* début avril et se termine fin août.

Pendant le repos sexuel les réserves énergétiques sont élevées (ce qui améliore la survie des lots) et la physiologie de la moule est plus stable. D'autre part la capacité trophique des sites de stabulation peut être très différente et engendrer une variabilité du cycle sexuel chez les individus. La perte de contaminant par ponte fausserait certains résultats.

La durée d'immersion pour atteindre un pseudo équilibre avec le milieu est d'environ 3 mois. L'immersion des lots est réalisée la première quinzaine d'avril et la récupération au cours de la première quinzaine de juillet.

3.2.2. Moyens nautiques

Pour répondre aux contraintes de période et de durée de pose il est souhaitable de disposer d'un bateau navigant à 15 ou 20 nœuds en régime de croisière chargé à 2 tonnes.

Pour pouvoir accéder aux stations en toute sécurité et y effectuer un positionnement précis et reproductible (position géographique + bathymétrie) il est préférable de disposer d'un bateau de petite taille, de faible inertie (maximum 20m) et de faible tirant d'eau (1 à 1.5m maximums). Il doit également être manœuvrable et puissant pour pouvoir travailler exposé au vent de côte.

3.2.3. Positionnement des stations

Les stations, notamment en mer, sont positionnées dans le champ moyen défini comme le lieu géographique où la concentration de la plupart des contaminants résulte de l'ensemble des apports arrivant sur la zone. La prise en compte des apports potentiels au milieu littoral (surface des bassins versants, qualité des rivières, rejets industriels et urbains) et une appréciation de la direction moyenne des courants côtiers, permet de positionner de façon homogène toutes les stations marines à l'échelle du réseau, par rapport aux principaux apports de contaminants chimiques. Les échantillons sont maintenus à une profondeur de six mètres en mer ouverte sur une bathymétrie comprise entre 10 mètre et 20 mètres pour des fonds à faible pente et de 20 à 30 mètres sur les fonds à forte pente.

En lagune, la profondeur est variable, selon la bathymétrie. Il est par contre recommandé de ne pas placer les échantillons près du fond pour éviter l'envasement des poches.

3.2.4. Récupération des stations

En mer la récupération des échantillons a lieu en plongée ou par grapinage (photos 2 et 3). L'usage combiné du GPS différentiel, d'un sonar panoramique et d'un sondeur vertical permet de repérer les mouillages sans difficultés. Le signal composé de 2 ou 3 signaux lenticulaires à des profondeurs connues permet de le distinguer avec certitude parmi les échos parasites engendrés par des bancs de poissons, des déchets flottants ou des thermoclines fréquentes dans la zone côtière.

Au delà de 15 minutes de recherche sondeur et d'une plongée sur site, le mouillage peut être considéré comme perdu. La légèreté du mouillage permet de le retirer en totalité à l'issue de la période de pose (schéma 2).

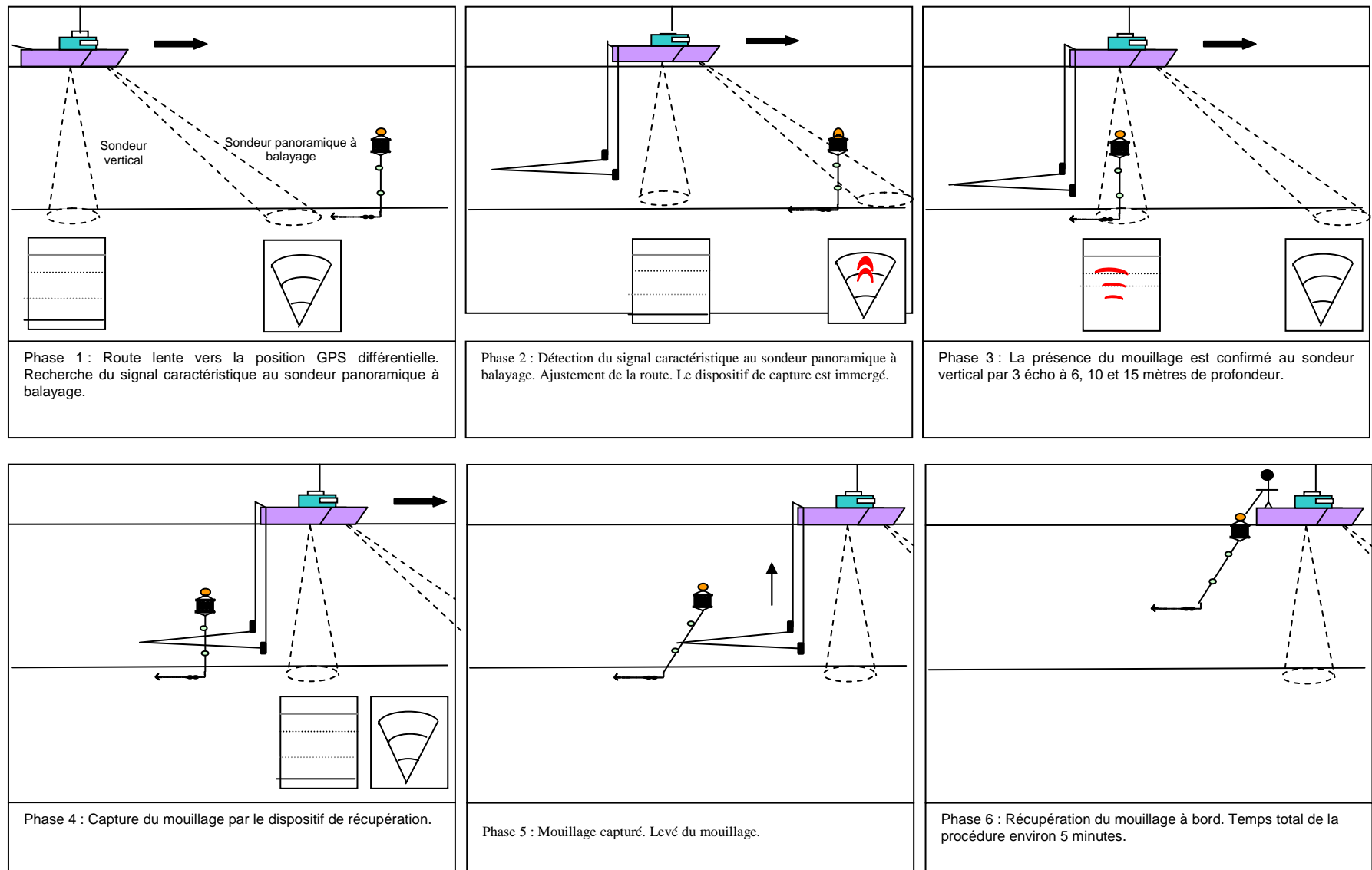


Schéma 2 : description des procédures de détection et de récupération des mouillages



Photos 2 et 3 : récupération des mouillages avec des tangons ou en plongée

La récupération des stations lagunaires est réalisée à la main à partir d'embarcations légères, le mouillage étant signalé en surface.

3.2.5. Traitement des échantillons

L'enceinte dans laquelle s'effectue le traitement doit être non contaminée et munie d'un plan de travail, d'un réfrigérateur et d'un congélateur. Elle doit être approvisionnée en eau distillée.

Selon les moyens mis en œuvre, deux possibilités peuvent être retenues :

- après chaque journée de relève, les échantillons sont transportés au laboratoire,
- il est possible d'aménager un camion laboratoire pour suivre le bateau et réaliser chaque soir le traitement des échantillons.

Les données se rapportant à la biométrie sont récoltées durant la relève.

La mortalité est directement mesurée sur le bateau. Cette estimation intègre la mortalité due aux opérations de calibrage (20 %). C'est un indicateur de bonnes ou de mauvaises conditions du milieu pour la survie des moules.

La mesure de la hauteur de coquille permet d'observer l'homogénéité du lot. Pour chaque lot, quinze moules sont prises au hasard puis mesurées dans le sens de la hauteur à l'aide d'un pied à coulisse au 1/10^{ème} de millimètre.

Mise en piluliers

Le décoquillage doit se faire avec un scalpel en acier inoxydable propre en évitant d'endommager le mollusque avec la lame. Il est indispensable

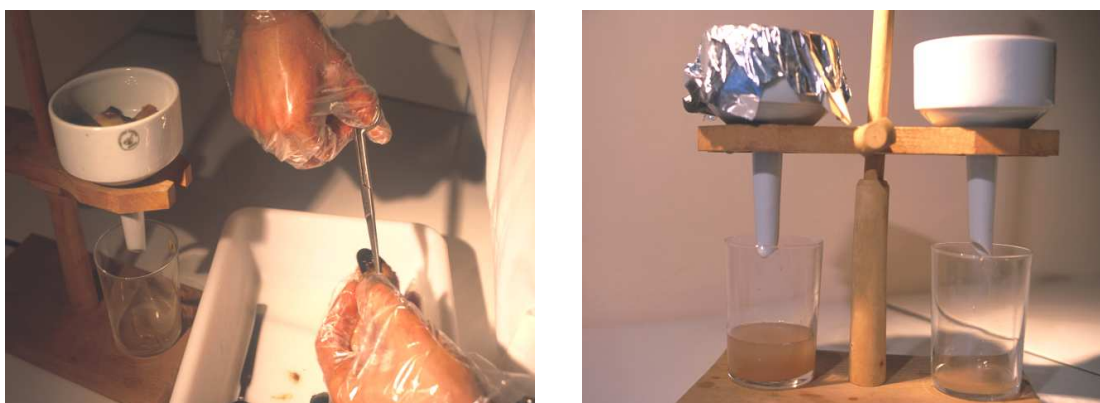


d'éliminer le byssus. La chair est mise à égoutter sur un entonnoir de Büchner en porcelaine. Le temps d'égouttage est de 30 minutes (photos 4 et 5).

Cette phase du traitement est la plus délicate car le mollusque n'est plus protégé par sa coquille et peut être contaminé par l'atmosphère du laboratoire ou des projections diverses. Il est donc nécessaire de procéder au décoquillage et à l'égouttage dans un laboratoire où n'est menée aucune activité contaminante. L'idéal est de laisser égoutter les coquillages sous une hotte à flux laminaire si le laboratoire en est muni, et, dans tous les cas, de protéger le Büchner avec une feuille de papier aluminium.

Le port de gants en polyéthylène jetables est impératif lors du décoquillage et doivent être changés d'un lot à l'autre. Après usage, les entonnoirs et couteaux utilisés sont lavés puis rincés à l'eau distillée.

Pour chaque échantillon, lorsque l'égouttage est terminé, il faut remplir aux trois-quarts deux piluliers de 90 ml et les fermer en intercalant une feuille d'aluminium entre le verre et la capsule plastique. Les données recueillies sont notées sur une étiquette collée sur chaque pilulier avant congélation. Les piluliers auront préalablement été lavés à l'acide. Ils doivent être tarés vides, pourvus de leur étiquette et sans couvercle, avec une précision de 0.1 g.



Photos 4 et 5 : préparation des échantillons

3.2.6. Protocoles d'analyses et mesures

3.2.6.1. Poids sec moyen de coquille et poids sec moyen de chair

Les poids sec de coquille et de chair sont mesurés afin de déterminer un indice de condition. Les résultats bruts ne peuvent pas être comparés d'un site à l'autre sans une correction sur la mesure, lorsque les conditions trophiques sont très différentes. Le rapport du poids sec moyen de chair d'un lot sur le poids sec moyen de coquille (appelé indice de condition) permet d'ajuster les valeurs en tenant compte de la variabilité des sites de stabulation.



Après la campagne, de retour au laboratoire, les coquilles des individus d'un même lot contenus dans les deux piluliers servant aux analyses chimiques sont séchées à 60°C à l'étuve, puis pesées. En divisant la masse obtenue par le nombre d'individus, on obtient le poids sec moyen d'une coquille de ce lot.

La chair des individus contenus dans les deux piluliers est lyophilisée puis pesée au laboratoire d'analyse chimique. En divisant la masse obtenue par le nombre d'individus, on obtient le poids sec moyen de chair de chaque lot.

Dosage du Cd, Pb, Cu, Zn et Hg.

Le dosage de métaux dans les organismes marins utilise couramment les méthodes de spectroscopie d'absorption ou d'émission. L'application de ces méthodes nécessite un traitement préalable de l'échantillon à analyser.

En effet, l'échantillon de moules préalablement lyophilisées doit subir une attaque acide à chaud des tissus biologiques, la minéralisation. Cette étape est nécessaire avant les mesures et commune aux cinq métaux. Elle a pour but de détruire la matière organique et de mettre les éléments à analyser dans leur état ionique le plus oxydé.

Après avoir été refroidie, une partie de l'échantillon est utilisée pour le dosage du Cadmium, du Plomb, du Cuivre et du Zinc.

Les deux premiers métaux sont dosés par spectrométrie d'absorption atomique à four graphite quant aux suivants la méthode de dosage employée est soit l'AAS (atomisation thermique) soit la spectrométrie d'émission atomique avec torche à plasma.

Le volume restant de l'échantillon va permettre l'analyse du mercure. Le mercure est tout d'abord oxydé en mercure minéral puis réduit et finalement dosé par fluorescence atomique. (Cf. annexe 4)

Dosage du Nickel, du chrome et de l'arsenic

Le principe d'analyse de ces métaux est le même que précédemment. Le nickel et le chrome après la minéralisation sont dosés par GF AAS ou ICP.

Enfin, l'arsenic tout comme le mercure est réduit puis dosé par fluorescence atomique.

Dosage des organo-chlorés

Le dosage des PCB et HPA est effectué par chromatographie.



Les organochlorés sont extraits de la chair de moules par un solvant organique. Ensuite la phase organique est divisée en deux parties l'une destinée au dosage des PCB et l'autre destinée au dosage des HPA. Les PCB sont dosés par chromatographie gazeuse avec un détecteur à capture d'électron tandis que les HPA sont analysés par chromatographie liquide (HPLC) couplée à un détecteur UV.

3.2.7. Traitement et interprétation des données

Certains auteurs ont utilisé chez la moule l'indice de condition pour pondérer la contamination mesurée entre secteurs de trophisme différent. Cet indice défini comme le rapport du poids sec de chair sur le poids sec de coquille constitue un bon indicateur de l'état physiologique (réserves énergétiques, croissance tissulaire, stade sexuel) des coquillages. Toutefois cette méthode reste critiquable, car non fondée sur une modélisation validée des processus de bioaccumulation en fonction de la physiologie de la moule.

Dans le cadre du réseau Rinbio plusieurs corrélations significatives ont été mises en évidence entre les niveaux de contamination mesurés et des paramètres représentatifs de la physiologie des organismes.

Les variables relatives à la croissance des tissus mous sont significativement corrélées à la concentration tissulaire de la quasi totalité des contaminants. L'indice de condition (PS/PC : poids sec de chair / poids de coquille) est le plus fortement corrélé.

Selon la nature des éléments chimiques analysés, deux types de modèles expliquent la liaison entre la concentration du contaminant et l'indice de condition.

Pour le premier, la concentration tissulaire est inversement proportionnelle à l'indice de condition. Les contaminants obéissant à cette règle sont le **Zinc**, le **Mercure** (idem cinétique individuelle), le **Cadmium**, l'**Arsenic**, le **Cuivre** le **Nickel** et le **Plomb**.

Pour le second, la concentration tissulaire est proportionnelle à l'indice de condition. Les contaminants concernés sont le **Chrome**, les organochlorés (**PCB**, **DDT**, **DDD** et **DDE**) et le **fluoranthène**.

Selon les contaminants, quelques stations situées a priori dans des secteurs contaminés échappent à cette règle ; elles s'individualisent avec des modèles linéaires par des résultats systématiquement supérieurs : exemple du cadmium figure 1.

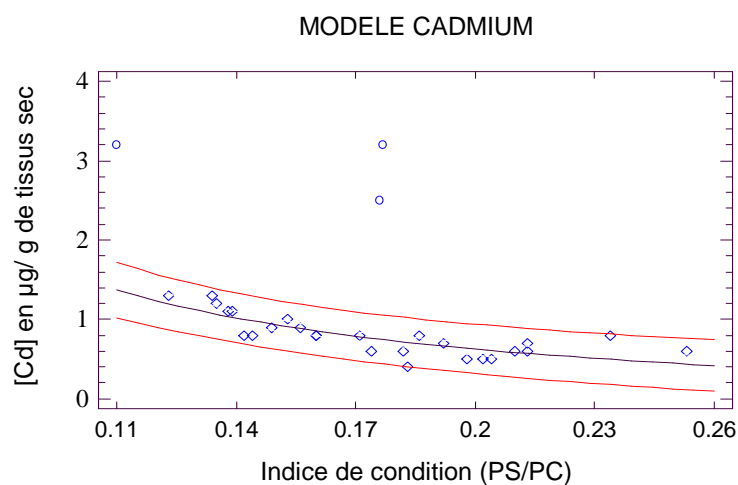


Figure 1 : Modèle de régression linéaire pour le cadmium. En rouge l'intervalle de confiance à 95 % . Les trois stations hors de cet intervalle correspondent au complexe lagunaire de Bages.

Pour chaque contaminant, le retrait de la base de ces données éloignées permet d'ajuster le modèle qui est ainsi supposé exprimer que l'effet « indice de condition » et de caractériser un niveau moyen (bruit de fond) de la contamination chimique à l'échelle du réseau RINBIO.

Grâce aux modèles décrits ci-dessus, les concentrations mesurées peuvent être ajustées à un individu standard à l'indice de condition correspondant au centre gravité de chaque modèle.

Les concentrations obtenues sont alors comparables à l'échelle du réseau.

4. Avantages et inconvénients de la méthode

De nombreux pays mettent en oeuvre des programmes de surveillance sous le terme générique de «moule-sentinelle (mussel watch)», en s'appuyant sur des populations naturelles de mollusques.

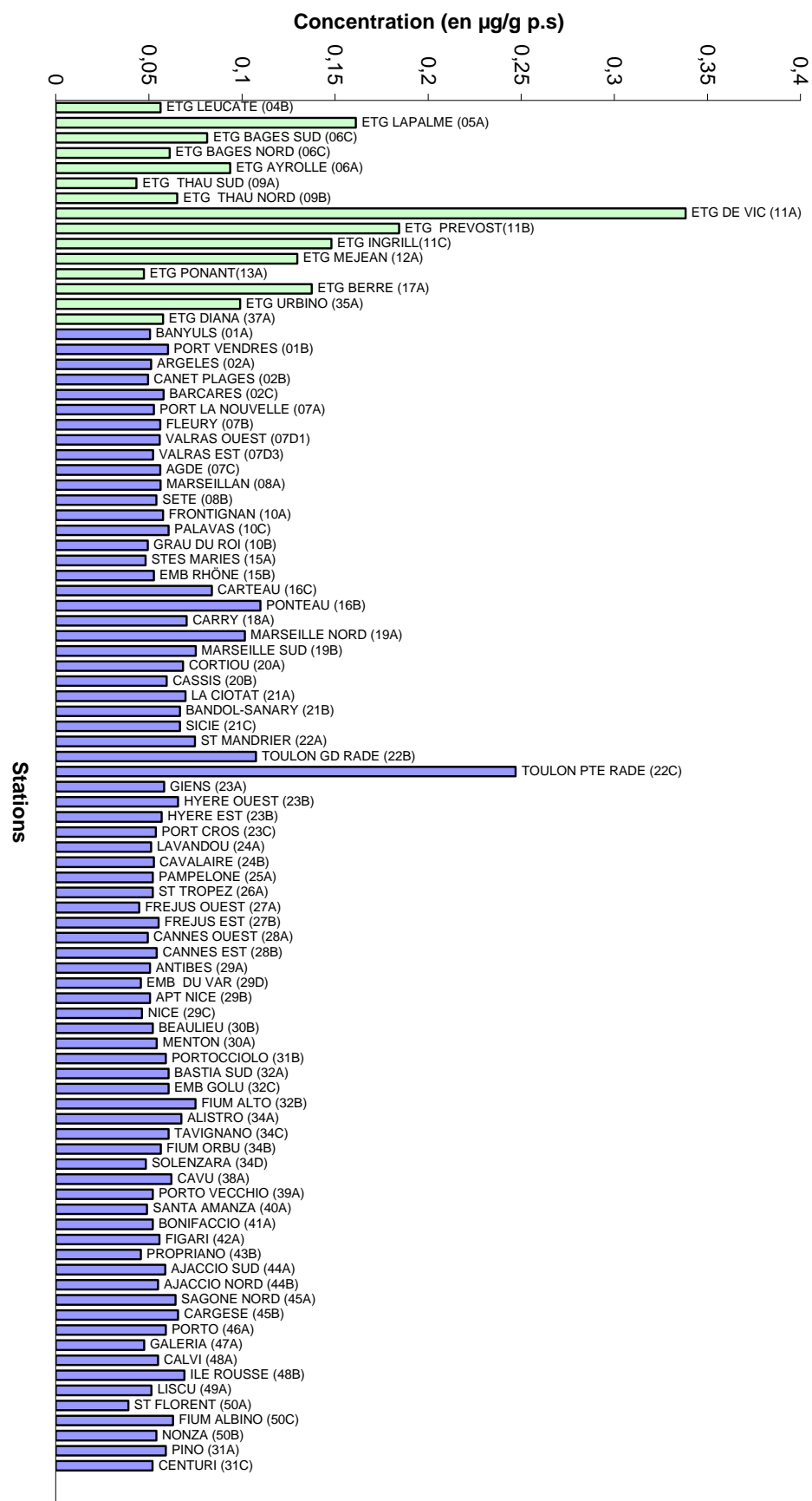
Selon leurs objectifs ces programmes se heurtent à des contraintes méthodologiques qui ont des répercussions directes sur les stratégies d'échantillonnage :

- les espèces utilisées ne sont pas toujours disponibles le long du linéaire côtier,
- de nombreux auteurs font état de facteurs, externes et internes, susceptibles d'induire des fluctuations dans les mesures : variations entre espèces, variations dues à la taille des organismes, variations saisonnières, variations de concentration entre différents organes,
- dans une population naturelle, les niveaux de contamination fluctuent pour une même classe d'âge ou de taille en raison de différences génétiques.

Dans une population naturelle, la sélection d'organismes de même taille ne représente pas nécessairement une même catégorie d'âge et les écarts (d'âge pour une même taille) seront d'autant plus importants que les stations seront hétérogènes du point de vue de leur environnement. Ce phénomène est semble-t-il moins important chez les populations transplantées car le lot calibré utilisé est originaire d'un site unique.

La technique des stations artificielles est utilisée depuis la fin des années 1970.





Réseau RINBIO (campagne 2000) : concentrations ajustées en Mercure

Avantages :

- la période d'exposition est connue,
- les stations de surveillance peuvent être sélectionnées indépendamment de la présence de population naturelles et de leur distance à la côte,
- les mesures sont optimisées par l'utilisation d'échantillons homogènes au regard de la population d'origine, de la taille, de l'âge et de leur environnement,
- les expérimentations peuvent être réalisées avec une espèce sélectionnée.

Inconvénients :

- la lourde logistique inhérente à la mise en place de mouillages en mer,
- la tenue des mouillages face aux aléas climatiques et humains.

Selon les objectifs visés, les conditions locales de météorologie, d'hydrodynamique, la profondeur à laquelle les échantillons doivent être immergés, les solutions techniques sont nombreuses et permettent de réaliser des campagnes à des coûts raisonnables, car il n'est pas obligatoire d'utiliser des structures lourdes de mouillage.

Malgré l'homogénéité des lots transplantés, les résultats obtenus dépendent des cinétiques de bioaccumulation propres aux organismes transplantés et rend difficile leur comparaison avec les données issues de populations naturelles. La méthode originale de traitement des données mis au point permet de réduire significativement ce type de biais et de comparer les résultats quelle que soit l'échelle spatiale du réseau.

5. Exemples d'application et perspectives

Les travaux menés dans le cadre du réseau RINBIO ont montré que l'outil stations artificielles de moules, strictement mis en œuvre, permet de suivre la contamination chimique en Méditerranée, française quelle que soit l'échelle spatiale et temporelle. Après une étude pilote réalisée en 1996 le réseau fonctionne de manière pérenne ; trois campagnes ont été réalisées en 1998, 2000 et 2003 portant respectivement sur 40, 97 et 106 stations artificielles, disposées sur tout le linéaire côtier de la Méditerranée française et en lagune.

Les taux de récupération très satisfaisant (85 à 99 %) ont confirmé la fiabilité de la technique utilisée. La méthode originale de traitement des données a permis de mettre en évidence des sites contaminés qui n'avaient jusque là jamais fait l'objet d'aucune investigation.

En ce qui concerne la méthode d'ajustement des données, des axes de développements sont d'ores et déjà identifiés. Ils devraient contribuer à améliorer la précision des modèles d'ajustement et permettre ainsi d'affiner l'évaluation de tendances inter-campagne. Des modèles applicables à la totalité du cycle sexuel de la moule seront également étudiés pour transposer l'approche RINBIO au suivi temporel d'apports de contaminants dans le champ proche.

Dans le prolongement du réseau, plusieurs études ont déjà été réalisées avec succès en utilisant la technique des stations artificielles de moules :

- suivi de rejets (industriels, station d'épuration, rejets de dragage....),
- études d'impact, détection locale de contamination.

6. Références

Andral B., Stanisiere J. Y., Sauzade D., Damier E., Thebault H., Galgani F., Boissery P. 2004. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Marine Pollution Bulletin*. 49 . 704 – 712.

Andral B., Stanisiere J. Y., Thebault H., Boissery P. 2001. Surveillance des niveaux de contamination chimique et radiologique en Méditerranée basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules. Rapport du 36ème congrès de la CIESM, Monaco septembre 2002, volume 36 (1), 107.

Andral B ; 2001. Control de los niveles de contaminacion quimica con bioacumuladores : programa RINBIO. Séminaire de restitution final du Programme INTERREG II C « Vigilancia y control de la contaminación marina litoral en el Mediterraneo ». Barcelone 28 – 30 novembre 2001 ;

Andral B., Stanisière J. Y. 2001. Réseau Intégrateurs Biologiques : évaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne 2000. Rapport à l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse ; convention n° 010706.

Andral B., Stanisière J. Y. 2000. Réseau Intégrateurs Biologiques : évaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne 1998. Rapport à l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse ; convention n° 991452 et 992461.

Bergman A., 1993. Concentration of PAH, PCBs and heavy metals in the blue mussel *Mytilus edulis*. 1993 Project Polwad/ Beon Effekt Ministry of Transport, Public Work and Water Management of Netherlands.

Claisse D., Joanny M., Quintin J Y., 1992. Le réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO). *Analysis* . 6 : 19 - 23.

Comité de Bassin. Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux du Bassin Rhône-Méditerranée-Corse. Agence de l'Eau RMC Ed., Lyon (1995).

Denis J., Miossec L., Henocque Y., Console J.J et Angeli J.P., 1994. Qualification du littoral Méditerranée et cartographie en zones homogènes. Rapport d'étude pour l'Agence de l'Eau RMC, IFREMER Toulon.

Fischer H., 1984. Cadmium body burden/Shell weight of mussel : a precise index for environmental monitoring. *Comm Meet in Count Explor See CM - ICES/E 41* : 1 - 19.

Joanny M., Console J. J., Claisse D., Henocque Y., 1994. Proposition d'un cahier des charges pour une étude de la qualité du milieu littoral basée sur des

intégrateurs biologiques. Proposition finale. Rapport d'étude pour l'Agence de l'Eau RMC, IFREMER Toulon.

Joanny M., Belin, C., Claisse D., Miossec L., Berthomé J. P., Grouhel A., Raffin B., 1993 Qualité du milieu marin littoral - Editions Ifremer.

Lobel P.B and Wright., D.A 1982. Relationship between body zinc concentration and allometric growth measurement in the mussel *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 66 145-150.

O'Connors T. P., 1992. Mussel Watch: recent trends in coastal environmental quality. U. S. Department of Commerce. National Oceanic and Atmospheric Administration.

Phillips D. J. H., 1976. The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. Effect of environmental variables on uptake of metals. Mar. Biol. 38 : 59 - 69.

Soto M., Kortabitarte M., Marigomez I., 1995. Bioavailable heavy metals in estuarine waters as assessed by metal/shell weight indices in sentinel mussels *Mytilus galloprovincialis*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 125 : 127 - 136.

Thébault H., Charmasson S., Calmet D., Arnaud M et Henocque Y., 1997. The coastal méditerranéen monitoring network project : radionuclide survey . Radiation Protection Dosisimetry, in press.

Wang W.X., Fisher N.S., Luoma, S. N., 1996. Kinetic determination of trace element bioaccumulation in the *Mytilus edulis*. Mar. Ecol. Prog. 140 : 91 - 113.