

Délégation des Antilles - Station du Robert
Département Biogéochimie et Ecotoxicologie - Brest et Nantes

J.A. Bertrand, A. Abarnou, G. Bocquené, J.F. Chiffolleau et L. Reynal

Participation d'A. Beaufour (DSV-Martinique) et R. Orgerit (DSV-Guadeloupe)

Novembre 2009

ifremer

Diagnostic de la contamination chimique de la faune halieutique des littoraux des Antilles françaises

Campagnes 2008 en Martinique et en Guadeloupe



Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

DSV - Guadeloupe et Martinique

Diren - Guadeloupe et Martinique



ONEMA

Office national de l'eau
et des milieux aquatiques

| | |
|---|---|
| Numéro d'identification du rapport : | date de publication Novembre 2009 |
| Diffusion : libre <input checked="" type="checkbox"/> restreinte <input type="checkbox"/> interdite <input type="checkbox"/> | nombre de pages : 136 bibliographie (Oui) illustration(s) (Oui) langue du rapport Français |
| Validé par : | |
| Version du document : | |
| Titre et sous-titre du rapport Diagnostic de la contamination chimique de la faune halieutique des littoraux des Antilles françaises. Campagnes 2008 en Martinique et en Guadeloupe | |
| Titre traduit Diagnosis of the chemical contamination of the fishery species along the French West Indies. Surveys 2008 in Martinique and Guadeloupe | |
| Auteur(s) principal(aux) J.A. Bertrand, A. Abarnou, G. Bocquené, J.F. Chiffolleau et L. Reynal | Organisme / Direction / Service, laboratoire Délégation des Antilles - Station du Robert Département Biogéochimie et Ecotoxicologie - Brest et Nante |
| Collaborateur(s) : A. Beaufour et R. Orgerit | Organisme / Direction / Service, laboratoire DSV-Martinique et DSV-Guadeloupe |
| Résumé Pendant les années 1972-1993 un pesticide persistant, la chlordécone, a été utilisé dans les bananeraies des Antilles françaises (Martinique et Guadeloupe) pour lutter contre un charançon. Une désorption lente de la molécule fixée dans les sols conduit à son transfert progressif dans les milieux aquatiques puis vers le domaine marin au gré du lessivage et de l'érosion des sols contaminés. La présente étude visait à faire le point sur la contamination de la faune halieutique côtière des Antilles françaises quinze ans après l'interdiction d'usage de la molécule. En parallèle, une recherche systématique d'autres polluants chimiques a été effectuée sur des poissons et des crustacés ainsi que dans des sédiments autour de la Martinique. Les résultats confirment la persistance d'une contamination de la faune par la chlordécone, particulièrement dans les zones alluvionnaires des cours d'eau contaminés. Ils montrent également que cette contamination diffuse plus largement en s'atténuant, à travers les réseaux trophiques marins. Parmi les autres substances recherchées, les résultats dans les espèces d'intérêt halieutique se situent en général sous les concentrations maximales admissibles fixées par la réglementation. Parmi ces molécules, seul le mercure donne un signal de contamination proche de ce seuil chez des grands prédateurs. Ce constat souligne l'état de préservation des milieux observés vis-à-vis de la contamination chimique environnementale, hormis bien évidemment le cas de la chlordécone. | |
| Abstract During the years 1972-1993, kepone a persistent pesticide has been used in the banana fields of the French West Indies (Martinique and Guadeloupe) to content a weevil. A slow desorption of the molecule from soil induces its transfer to the sea through the rivers from leaching and erosion. This study intended to take stock on the contamination by kepone of the fishery species around the islands fifteen years after the kepone ban. Furthermore other chemical pollutants were sought in fish and shellfish around the Martinique island. The results confirmed persistence of marine fauna contamination by kepone, mainly in the alluvium areas in front of polluted rivers. They shown also that this contamination may spread more widely but with fast decreasing through the marine food webs. For the other pollutants sought, the results were in general lower than the statutory values. Within these substances, only mercury gave a signal close to the prescribed threshold for top predator samples. Finally, on the whole the observed systems appeared preserved from human chemical pollutants, apart from kepone. | |

Ont participé aux travaux

J.A. Bertrand*, A. Abarnou**, G. Bocquené***, J.F. Chiffolleau*** et L. Reynal*

* Ifremer-Martinique, ** Ifremer-Brest, *** Ifremer-Nantes

A. Beaufour, DSV-Martinique et R. Orgerit, DSV-Guadeloupe

M. Brassy, G. Fordant, C. Jadot, M. Jean-François, A. Lugin, J. Letellier et T. Roussel, observateurs du SIH, Ifremer-Martinique

E. Rozuel et J. Bretaudeau, laboratoire Biogéochimie des contaminants métalliques, Ifremer-Nantes

J. Suprayen, Litt’Océan-Guadeloupe

Pêcheurs professionnels de Martinique et de Guadeloupe

Analyses de chlordécone réalisées par les laboratoires Idhesa Bretagne Océane-Plouzané, La Drôme Laboratoires-Valence et le Laboratoire départemental de la Sarthe-Le Mans

Autres analyses chimiques par les laboratoires Idhesa Bretagne Océane-Plouzané, Carso - Centre d’analyse et de recherche sur les substances organiques - Laboratoire Santé Environnement Hygiène de Lyon et Ifremer-Nantes - Laboratoire Biogéochimie des contaminants métalliques

Financement : Les présentes études ont bénéficié de financements de l’Onema, des DSV de Martinique et de Guadeloupe, de l’Ifremer et de la Diren de Guadeloupe. Elles ont été soutenues par la Diren de Martinique qui en a lancé l’initiative dès 2007. Elles ont été réalisées dans le cadre du plan Chlordécone 2008-2010.

Avant-propos

Divers travaux relatifs à la caractérisation de la chlordécone dans les espèces d'intérêt halieutique ont été menés autour de la Martinique et de la Guadeloupe en 2008 dans le cadre du plan d'action Chlordécone. Ces travaux ont été initiés par des voies différentes, notamment à travers une convention entre l'Ifremer et l'Onema d'une part, les plans de contrôle et de surveillance mis en œuvre par les directions des services vétérinaires de Martinique et de Guadeloupe d'autre part. Tous ces travaux ont fait l'objet d'une forte coordination entre les différents organismes.

Pour assurer la cohérence de ces actions et veiller à leur adéquation avec les attentes et les enjeux de santé publique, économique et environnementaux associés, un comité de pilotage *ad hoc* a été constitué avec les représentants des services de l'Etat concernés de Martinique et de Guadeloupe : le coordonnateur interrégional du plan Chlordécone 2008-2010, les Diren, les DSV, les directions régionales des Affaires maritimes ainsi que l'Office de l'eau de Martinique (ODE, associé en cours de projet) et les comités des pêches des deux îles. A chaque étape, ces instances ont été associées à la formulation des hypothèses de travail ainsi qu'à la définition de la stratégie d'observation et d'analyse. Elles ont été tenues informées des résultats obtenus au terme de chaque campagne de prélèvement.

Au fil des travaux, la complémentarité des acquis de ces différentes démarches est apparue évidente. Aussi, pour favoriser la compréhension des résultats et leur mise en perspective, le présent rapport regroupe l'ensemble des résultats acquis à travers ces différentes études, sans préjuger de la limite des différents engagements contractuels sous-jacents.

Synthèse du rapport

Pendant les années 1972-1993 un pesticide persistant, la chlordécone, a été utilisé dans les bananeraies des Antilles françaises (Martinique et Guadeloupe) pour lutter contre un charançon. Une désorption lente de la molécule fixée dans les sols conduit à son transfert progressif dans les milieux aquatiques puis vers le domaine marin au gré du lessivage et de l'érosion des sols contaminés.

Depuis le début des années 2000, différentes études ont mis en évidence le risque de contamination par cette molécule de la faune d'intérêt halieutique au large des zones terrestres contaminées. Toutefois, les premières observations en Martinique (Bocquené *et al.* 2002; Bocquené & Franco 2005; Coat *et al.* 2006) et en Guadeloupe (Bouchon & Lemoine 2003, 2007) laissaient présager une forte diminution de la contamination de cette faune entre les milieux d'eau douce et le domaine marin, les concentrations alors relevées dans les espèces strictement marines se situant en général sous la limite maximale alors recommandée par l'Afssa pour les produits de la mer (200 µg/kg p.f.) (Afssa 2005). Le caractère partiel de ces études et l'abaissement de la limite maximale de résidu (LMR) autorisée à 20 µg/kg p.f. pour les produits de la mer en 2008 (Anon. 2008a) justifiaient une intensification de l'effort de caractérisation de cette contamination.

Ce rapport présente les résultats d'investigations menées aux Antilles (Martinique et Guadeloupe) en 2008 afin d'améliorer la connaissance sur l'étendue de cette contamination. En complément, une recherche systématique d'autres molécules organiques et de métaux a été réalisée conjointement autour de la Martinique. Les investigations ont porté sur les sédiments à l'embouchure des rivières de la Martinique et sur un panel d'espèces halieutiques en Martinique et en Guadeloupe. Concernant la faune halieutique, la stratégie d'échantillonnage adoptée s'est appuyée sur un faisceau d'hypothèses de risques de contamination liés au biotope des espèces concernées et à la biologie de ces espèces.

Au total 408 échantillons d'espèces d'intérêt halieutique constitués selon les recommandations de la direction générale de l'alimentation (DGAL), géoréférencés par leur lieu de capture en mer et appartenant à 55 espèces ont été analysés. Sur le plan quantitatif, les résultats montrent une situation très contrastée selon les zones et les espèces, entre une absence de contamination décelable ou un niveau très faible de celle-ci dans la plus grande partie des échantillons (335 échantillons sous la valeur de 20 µg/kg p.f.) et des valeurs très significatives pour certains d'entre eux (jusqu'aux environs de 1000 µg/kg p.f.).

Ces résultats ont montré que la contamination des sédiments à l'embouchure des rivières est cohérente avec les connaissances sur la contamination de leurs bassins versants, illustrant la continuité du flux de contamination vers la mer.

La contamination de la faune apparaît en relation étroite avec les caractéristiques des biotopes. C'est dans les systèmes relativement fermés situés au pied de bassins versants contaminés que les concentrations les plus élevées ont été relevées. La contamination diminue très rapidement avec l'hydrodynamisme et l'éloignement des sources de contamination insulaires. Le phénomène est particulièrement net autour de la Martinique compte tenu du caractère très contrasté des littoraux de cette île face aux bassins versants contaminés, alternant des baies semi-fermées propices à la sédimentation des apports terrigènes et à la formation de vases, et des littoraux ouverts directement balayés par les courants océaniques et battus par les houles du large. Comme cela a été mis en évidence en Guadeloupe, une contamination diffuse peut toutefois affecter également les plateaux insulaires, selon des modalités qui restent à déterminer.

Parmi les espèces étudiées, celles qui ont présenté les plus fortes contaminations sont des espèces vivant en relation avec les sédiments vaseux d'où elles tirent une part de leur alimentation sous forme de matière organique, et présentant une partie de leur vie un comportement plutôt sédentaire en zone côtière protégée. Ces espèces sont ainsi susceptibles de vivre de façon plus ou moins permanente en contact avec des dépôts terrigènes. Les résultats obtenus semblent illustrer également une autre voie de contamination à travers les réseaux trophiques marins. Au bas des réseaux trophiques, il apparaît que les espèces herbivores, même vivant dans des zones à risque de contamination, sont peu contaminées. Ceci serait particulièrement net pour les espèces se nourrissant à l'arrachement (par opposition aux espèces agissant par pincement de la surface végétale, dont la ration alimentaire contiendrait une fraction plus importante de film superficiel). Les espèces carnivores primaires présentent une contamination variable. Au sein de ce groupe, les indices de contamination apparaissent assez contrastés entre les zones à risque de contamination et les autres zones pour les espèces sédentaires. En cohérence avec leur comportement, les espèces de ce groupe réputées plus mobiles présentent des signes de contamination plus diffuse et plus

étendue géographiquement. Enfin, au sommet des réseaux trophiques, les résultats obtenus incitent à regrouper les prédateurs supérieurs selon deux ensembles. Les espèces susceptibles de mener des raids alimentaires dans les zones très côtières semblent présenter des concentrations variables, pouvant inclure des valeurs relativement élevées alors que, pour les espèces pélagiques du large, pratiquement tous les échantillons analysés ont donné un résultat sous le seuil de détection.

Il faut également noter que tous les échantillons issus de poissons élevés en cage en mer se sont avérés sous le seuil de détection, quelle que soit la zone d'élevage.

Une projection des résultats dans la production halieutique met en évidence les éléments suivants. Deux traits majeurs caractérisent la pêche dans les Antilles, (i) la juxtaposition de deux grands types de métiers, la pêche à la nasse et la pêche des poissons pélagiques, à côté de divers petits métiers côtiers et (ii) la grande diversité des espèces débarquées, la principale espèce parmi les espèces démersales ne représentant pas 5 % des débarquements.

La pêche se répartit de façon très hétérogène autour de la Martinique. Les pêcheurs des zones centre et sud Atlantique ainsi que ceux de la baie de Fort-de-France sont plutôt tournés vers les ressources en poissons de fond. La pêche à la nasse y est particulièrement développée. A l'opposé, la zone Caraïbe est orientée majoritairement vers la pêche aux poissons pélagiques. Cette distribution se superpose largement à la nature des côtes dans les différentes zones : extension des systèmes coralliens sur un petit plateau insulaire dans le premier cas, côte accore dans le second. Il apparaît ainsi que les zones présentant le plus de risque de contamination par la chlordécone se trouvent à l'intérieur des secteurs sur lesquels la pêche côtière aux espèces de fond est la plus développée. De façon très globale, le groupe faunistique au sein duquel le risque de contamination est apparu le plus élevé (les animaux détritivores) représenterait environ 8 % du tonnage des débarquements (plus en valeur car il inclut des espèces à forte valeur marchande). Mais il faut souligner que (i) ce groupe n'est pas totalement affecté (seuls sont concernés les individus séjournant dans les zones à risque, et celles-ci ne couvrent qu'une partie limitée des secteurs de pêche) et (ii) individuellement, les pêcheurs sont très différemment concernés, selon leur type et leur zone d'activité. A l'opposé, la pêche aux grands poissons pélagiques se trouverait hors du champ d'impact de cette contamination. Enfin, plus ponctuellement, la pêche de proximité dans les zones à risque (fond de baie, embouchure de cours d'eau) tournée vers l'autoconsommation ou l'approvisionnement régulier à travers des circuits très courts mériterait sans doute une attention de même type que celle développée à terre vis-à-vis de la chlordécone au sujet des jardins familiaux.

Pour la Guadeloupe, il conviendra d'attendre les données sur la pêche en cours de constitution par le système d'informations halieutiques pour apprécier la relation entre la contamination relevée et la production halieutique.

Enfin, la présente étude ne constitue qu'une étape dans l'établissement des connaissances sur la contamination de la faune halieutique par la chlordécone aux Antilles. Si elle a permis de dresser un tableau général relatif aux tendances de contamination des espèces concernées, les analyses reposent encore sur un nombre faible d'échantillons au regard de la diversité et du poids des facteurs d'influence. Ce panorama aux contours encore flous devra être consolidé pour répondre pleinement aux questions de santé publique, économiques et environnementales que pose la contamination du domaine marin par la chlordécone.

Les principaux axes de recherche préconisés pour l'avenir concernent l'approfondissement de la caractérisation de la contamination des espèces halieutiques, le transfert de la contamination dans les réseaux trophiques, l'évolution temporelle de la contamination des écosystèmes marins exploités, l'impact de la contamination sur les écosystèmes et la consolidation de la qualité des analyses de la chlordécone. En outre il est rappelé que, face à l'étendue de la contamination des milieux marins et aux perspectives de continuation de cette contamination pendant une longue période dans les conditions actuelles, la recherche de voies d'atténuation du flux de chlordécone des sols contaminés vers la mer représente un enjeu majeur.

Concernant les autres molécules chimiques susceptibles de contaminer le milieu marin, deux voies d'approches ont été explorées : les sédiments des embouchures des cours d'eau d'une part, la faune halieutique elle-même d'autre part. Dans les deux cas, les matrices utilisées ont été les mêmes que celles constituées pour les analyses de la chlordécone.

Dans les sédiments de surface aux embouchures des cours d'eau, les investigations ont porté sur les éléments métalliques suivants : mercure, lithium, vanadium, chrome, manganèse, cobalt, nickel, cuivre,

zinc, argent, cadmium, plomb, aluminium et fer. Les métaux pouvant exister à l'état naturel dans l'environnement, les résultats des analyses dans les sédiments ont été normalisés pour ne conserver que la part attribuable à la fraction « non naturelle » de la contamination. Cette normalisation montre que les fractions « non naturelles » de cobalt et de vanadium sont extrêmement faibles sur les sites étudiés. De même, aucun spot de contamination n'a été relevé dans les sédiments étudiés pour le lithium, le mercure, le chrome et le cuivre. En revanche, pour les autres éléments chimiques une contamination supérieure à celle attribuée à une contamination naturelle a été identifiée dans les rivières suivantes : la rivière Mansarde, la rivière du Marin et la rivière Basse-Pointe qui sont contaminées par le zinc, l'argent, le cadmium et le plomb et, dans une moindre mesure, les rivières du Galion par le zinc et plomb, et la Lézarde par le zinc et l'argent. En outre, les résultats d'une étude spécifique menée sur l'eau en baie du Marin montrent que la contamination par l'argent identifiée par le RNO dans cette baie semble très localisée.

Dans la faune, les recherches ont porté sur des éléments métalliques, l'arsenic, des organostanniques ainsi que sur des composés organiques persistants.

Dans la faune, les métaux suivants ont été recherchés : argent, cadmium, cuivre, mercure total, nickel, plomb et zinc. Les analyses ont été effectuées sur 100 échantillons de 18 espèces répartis tout autour de l'île. D'une façon générale, on note la présence de métaux dans certains échantillons, mais à des niveaux très faibles, bien inférieurs aux concentrations maximales admissibles fixées par la réglementation, à l'exception du mercure qui avoisine ces maxima dans le cas des grands prédateurs. Plus précisément, on note que les métaux sont présents à des niveaux plus élevés dans les invertébrés que dans la chair de poissons. Les concentrations les plus élevées sont celles du zinc mesurées dans l'huître plate de palétuvier *Isognomon alatus* (380-520 mg/kg p.f.) et dans des crustacés comme le crabe de terre *Cardisoma guanhumi* (67 mg/kg p.f.) ou la langouste blanche *Panulirus argus* (14-38 mg/kg p.f.). Dans les poissons, c'est encore le zinc qui présente les niveaux les plus forts, avec 19 mg/kg p.f. dans des balaous *Hemiramphus balao*. On retrouve des niveaux significatifs de cuivre dans la chair de coulirou *Salar crumenophthalmus* (1,38 mg/kg p.f.) et de nickel dans les tissus de perroquet queue rouge *Sparisoma chrysopterum* (0,01 - 0,28 mg/kg p.f.). Le cadmium et l'argent sont mesurés en très faibles teneurs, même si on note des concentrations nettement supérieures à la moyenne dans le cas de coulirou *Salar crumenophthalmus* (0,012 mg Cd/kg p.f.) et de balaou *Hemiramphus balao* (0,020 mg Cd/kg p.f.). De telles faibles teneurs en métaux sont généralement mesurées dans la chair des poissons, ceux-ci ne concentrant pas les éléments métalliques à l'exception du mercure pour lequel on note en effet des teneurs élevées dans la chair des grands prédateurs comme le thazard barré *Scomberomorus cavalla* (0,13 - 0,55 mg/kg p.f.) et le barracuda *Sphyraena barracuda* (0,39 mg/kg p.f.). Le mercure possède une capacité à être bioaccumulé et bioamplifié tout au long du réseau trophique. La situation se présente de façon complètement inverse dans le cas du nickel, du chrome et du plomb pour lesquels les concentrations les plus fortes sont mesurées dans les espèces de bas niveaux trophiques. Pour le cuivre, et à un degré moindre pour le zinc, le cadmium et l'argent, ce sont essentiellement des crustacés qui présentent les plus fortes teneurs.

L'arsenic total et l'arsenic minéral ont été recherchés dans 50 échantillons de chair de poisson et de crustacés du littoral de la Martinique. Les niveaux mesurés sont bas, comparables à ceux rencontrés par ailleurs et ne présentent aucun risque pour la santé des consommateurs. On note en outre que les concentrations relevées dans des crustacés sont supérieures à celles mesurées sur les poissons.

Les trois formes des organostanniques (mono, di et tri-butyl étain) ont été recherchées dans 25 échantillons de crustacés et poissons centrés sur les baies de Fort-de-France et du Robert. Dans la quasi-totalité de ces échantillons, les teneurs sont inférieures au seuil de détection. Seuls deux échantillons ont présenté des concentrations mesurables (autour de 40 ng/g p.f.). A ce niveau de présence, les organostanniques n'apparaissent pas comme une préoccupation environnementale et sanitaire prioritaire en Martinique.

Dans cette exploration de la contamination de la faune halieutique de la Martinique, une attention a été accordée aux composés organiques persistants que sont les PCB, les dioxines, les PBDE et autres pesticides organochlorés. Au total ce sont de 50 composés qui ont été déterminés dans 41 échantillons de chair de crustacés et de poissons prélevés autour de la Martinique : 7 PCB indicateurs individuels distincts, 12 PCB de type dioxine, 7 composés du groupe PCDD et 10 de celui des PCDF (substitués en 2378), et enfin 14 composés du groupe des PBDE. La synthèse des résultats de mesures est donnée pour les PCB indicateurs (CB153, CB118 et S₇PCB_i), des PCB-DL et dioxines (PCDD et PCDF) exprimés en TEQ et les PBDE (somme de PBDE, BBDE 47 et BDE 209). Pour l'ensemble de ces polluants

organiques, les teneurs mesurées dans les poissons et les crustacés du littoral de la Martinique sont très faibles, à des niveaux bien inférieurs à ceux mesurés dans les poissons et les crustacés provenant du littoral métropolitain.

Enfin, une investigation spécifique a été menée sur le paraquat en raison de l'attention particulière dont fait l'objet cette molécule en Martinique compte tenu de sa large utilisation comme herbicide. Etant donné sa très grande solubilité dans l'eau, sa dégradabilité et le fait que, non bioaccumulable, il n'est pas stocké dans les tissus biologiques, sa recherche ne peut s'effectuer que dans l'eau. Il a été recherché dans huit prélèvements d'eau à l'embouchure de huit rivières de la Martinique. Aucun résultat n'atteignait la concentration maximale acceptable (CMA) actuellement admise.

Le présent constat souligne l'état de préservation des milieux étudiés vis-à-vis de la contamination chimique environnementale, hormis bien évidemment le cas de la chlordécone. Ce constat est particulièrement vrai pour les PCB et les dioxines dont les niveaux sont souvent proches des seuils de détection ou en dessous.

Sommaire

Sommaire simplifié

| | |
|--|-----|
| Avant-propos | I |
| Synthèse du rapport | III |
| Sommaire | VII |
| Introduction | 1 |
| [I] Caractérisation de la contamination de la faune halieutique par la chlordécone autour de la Martinique..... | 3 |
| [II] Caractérisation de la contamination de la faune halieutique par la chlordécone autour de la Guadeloupe..... | 31 |
| [III] Discussion sur la chlordécone dans les espèces d'intérêt halieutique des Antilles françaises | 44 |
| [IV] Caractérisation de la contamination par d'autres substances chimiques autour de la Martinique..... | 55 |
| [V] Conclusion générale | 93 |
| Références..... | 96 |
| Annexe 1. Concentration en chlordécone des échantillons collectés autour de la Martinique en 2008..... | 103 |
| Annexe 2. Classement des principales espèces halieutiques des Antilles par type trophique .. | 108 |
| Annexe 3. Concentration en chlordécone des échantillons collectés en mer autour de la Guadeloupe en 2008..... | 109 |
| Annexe 4. Concentration en chlordécone des échantillons collectés sur les marchés de la Guadeloupe en 2008 (espèces marines) | 112 |
| Annexe 5. Concentrations en métaux des échantillons de chair de poissons, crustacés et mollusques prélevés autour de la Martinique en avril-mai 2008 | 114 |
| Annexe 6. Concentrations en arsenic et en organostanniques des échantillons de chair de poissons, crustacés et mollusques prélevés autour de la Martinique en avril-mai 2008 | 117 |
| Annexe 7. Molécules de composés organiques persistants recherchées dans la présente étude | 119 |
| Annexe 8. Concentrations en POP dans les poissons, crustacés, mollusques et échinodermes prélevés autour de la Martinique en avril-mai 2008..... | 120 |
| Liste des tableaux..... | 121 |
| Liste des figures | 122 |

Sommaire détaillé

| | |
|---|-----------|
| Avant-propos | I |
| Synthèse du rapport | III |
| Sommaire | VII |
| Introduction | 1 |
| [I] Caractérisation de la contamination de la faune halieutique par la chlordécone autour de la Martinique..... | 3 |
| I.1 CONTEXTE HALIEUTIQUE..... | 5 |
| I.2 HYPOTHESES DE VOIES DE CONTAMINATION DE LA FAUNE HALIEUTIQUE MARINE PAR LA CHLORDECONE AUTOUR DE LA MARTINIQUE | 6 |
| I.2.1 Hypothèses relatives à la contamination du milieu..... | 6 |
| I.2.2 Hypothèses relatives aux voies de contamination de la faune halieutique | 8 |
| I.2.3 Hypothèses relatives à la biologie des espèces..... | 10 |
| I.3 METHODOLOGIE..... | 10 |
| I.3.1 Plans d'échantillonnage | 11 |
| I.3.1.1 Sédiments | 11 |
| I.3.1.2 Faune | 11 |
| Niveau trophique..... | 12 |
| Régime alimentaire | 12 |
| Groupements trophiques retenus..... | 12 |
| Constitution d'un échantillon..... | 13 |
| Répartition des échantillons | 13 |
| I.3.2 Méthodes d'analyse..... | 13 |
| I.3.2.1 Première série de Martinique | 13 |
| I.3.2.2 Deuxième série de Martinique | 14 |
| I.3.2.3 Série de Guadeloupe | 14 |
| I.3.2.4 Exercice de comparaison de méthodes d'analyse | 14 |
| Bilan de la comparaison des méthodes d'analyse | 14 |
| I.4 RESULTATS | 15 |
| I.4.1 Dans les sédiments estuariens..... | 15 |
| I.4.2 Dans la faune | 16 |
| I.4.2.1 Répartition géographique de la contamination | 18 |
| I.4.2.2 Contamination par la chlordécone espèce par espèce | 20 |
| Huître plate de palétuvier <i>Isognomon alatus</i> | 20 |
| Oursin blanc <i>Tripneustes ventricosus</i> | 20 |
| Perroquet queue rouge <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 21 |
| Strombe rosé <i>Strombus gigas</i> | 21 |
| Crabe draguenelle <i>Callinectes larvatus</i> | 21 |
| Crevette café <i>Farfantepenaeus subtilis</i> | 22 |
| Langoustes <i>Panulirus argus</i> et <i>P. guttatus</i> | 22 |
| Gorette blanche <i>Haemulon plumieri</i> | 22 |
| Gorette charbonnier <i>Haemulon carbonarium</i> | 22 |
| Marignon soldat <i>Holocentrus rufus</i> | 23 |
| Ombrine pétote <i>Umbrina coroides</i> | 23 |
| Sarde queue jaune <i>Ocyurus chrysurus</i> | 23 |
| Vivaneau gazou <i>Lutjanus synagris</i> | 23 |
| Barracuda <i>Sphyraena barracuda</i> | 24 |
| Coné ouatalibi (mériou) <i>Cephalopholis fulva</i> | 24 |
| Thazard <i>Scomberomorus spp.</i> | 24 |
| Thon noir <i>Thunnus atlanticus</i> | 24 |
| I.4.2.3 Contamination des poissons d'aquaculture marine..... | 24 |
| I.5 LA CONTAMINATION DE LA FAUNE HALIEUTIQUE PAR LA CHLORDECONE, EVOLUTION ET IMPACT HALIEUTIQUE | 25 |
| I.5.1 Evolution de la contamination des milieux et dans la faune halieutique autour de la Martinique..... | 25 |
| I.5.2 Relations entre contamination des espèces halieutiques et exploitation par la pêche | 26 |
| I.5.2.1 Rappel des principales caractéristiques de la production halieutique martiniquaise | 26 |
| I.5.2.2 Risques de contamination de la production halieutique | 30 |
| [II] Caractérisation de la contamination de la faune halieutique par la chlordécone autour de la Guadeloupe..... | 31 |
| II.1 HYPOTHESES DE VOIES DE CONTAMINATION DE LA FAUNE HALIEUTIQUE MARINE PAR LA CHLORDECONE AUTOUR DE LA GUADELOUPE | 32 |
| II.1.1 Hypothèses relatives au milieu de vie des espèces | 32 |
| II.1.2 Hypothèses relatives à la biologie des espèces..... | 34 |

| | |
|---|----|
| II.2 METHODOLOGIE | 34 |
| II.2.1 Plan d'échantillonnage..... | 34 |
| Constitution d'un échantillon..... | 34 |
| Echantillonnages prévus | 34 |
| Echantillonnages effectués..... | 35 |
| II.2.2 Traitement des échantillons..... | 36 |
| II.3 RESULTATS | 36 |
| II.3.1 Répartition géographique de la contamination | 36 |
| II.3.2 Résultats par types trophiques..... | 37 |
| II.3.3 Contamination par la chlordécone espèce par espèce | 39 |
| Carpe ventre rouge <i>Sparisoma viride</i> | 39 |
| Chirurgien noir <i>Acanthurus bahianus</i> | 39 |
| Oursin blanc <i>Tripneustes ventriculus</i> | 39 |
| Perroquet queue rouge <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 39 |
| Strombe rosé <i>Strombus gigas</i> | 39 |
| Langouste blanche <i>Panulirus argus</i> | 40 |
| Barbarin blanc <i>Mulloidichthys martinicus</i> | 40 |
| Marignon soldat <i>Holocentrus rufus</i> | 40 |
| Sarde queue jaune <i>Ocyurus chrysurus</i> | 40 |
| Vivaneau gazou <i>Lutjanus synagris</i> | 40 |
| Coné ouatalibi (mérour) <i>Cephalopholis fulva</i> | 41 |
| Coryphène commune <i>Coryphaena hippurus</i> | 41 |
| Mérou couronné <i>Epinephelus guttatus</i> | 41 |
| Thazard franc <i>Scomberomorus regalis</i> | 41 |
| II.3.4 Echantillonnages sur les marchés | 42 |
| II.4 CONCLUSION..... | 42 |
| [III] Discussion sur la chlordécone dans les espèces d'intérêt halieutique des Antilles françaises | 44 |
| III.1 TENDANCES GENERALES SUR LA CONTAMINATION ACTUELLE DES ESPECES HALIEUTIQUES DANS LES ANTILLES FRANÇAISES..... | 44 |
| III.2 LA CHLORDECOME ET LE RISQUE ENVIRONNEMENTAL | 48 |
| III.2.1 Les effets aigus | 48 |
| III.2.2 Les effets chroniques | 48 |
| III.3 LA CHLORDECOME ET LE RISQUE SANITAIRE | 49 |
| III.4 PERSPECTIVES SUR LE DEVENIR DE LA CONTAMINATION DANS LE MILIEU MARIN | 50 |
| III.4.1 Sur la fin de la source de la contamination et sur la disparition de la molécule dans les sédiments superficiels marins | 50 |
| III.4.2 Sur la disparition de la contamination des organismes marins | 50 |
| III.4.3 En conclusion sur le devenir de la contamination dans la faune halieutique | 50 |
| III.5 LA SURVEILLANCE DE LA CHLORDECOME DANS L'ENVIRONNEMENT LITTORAL | 51 |
| III.5.1 L'expérience américaine | 51 |
| III.5.2 La surveillance dans le cadre de la directive cadre sur l'eau..... | 51 |
| III.6 DES PERSPECTIVES POUR LA RECHERCHE..... | 52 |
| [IV] Caractérisation de la contamination par d'autres substances chimiques autour de la Martinique..... | 55 |
| IV.1 RECHERCHE DE CONTAMINANTS METALLIQUES DANS LES SEDIMENTS ET DANS LA FAUNE | 55 |
| IV.1.1 Contexte..... | 55 |
| IV.1.2 Données de référence sur les molécules métalliques recherchées..... | 56 |
| IV.1.2.1 Les éléments toxiques : cadmium, mercure et plomb | 56 |
| Le cadmium | 56 |
| Le mercure | 57 |
| Le plomb | 57 |
| IV.1.2.2 L'argent | 58 |
| IV.1.2.3 Les autres métaux : cuivre, chrome, nickel et zinc | 58 |
| Le cuivre | 58 |
| Le chrome | 59 |
| Le nickel | 59 |
| Le zinc | 60 |
| IV.1.3 Méthodologie | 61 |
| IV.1.4 Résultats | 61 |
| IV.1.4.1 Dans les sédiments..... | 61 |
| Corrélation entre normalisateurs et contaminants | 62 |
| Eléments traces | 63 |
| IV.1.4.2 Dans les organismes | 66 |

| | |
|---|-----|
| Les éléments toxiques : cadmium, mercure et plomb | 67 |
| Les autres métaux : cuivre, argent, chrome, nickel et zinc..... | 70 |
| <i>IV.1.5 Conclusion sur les niveaux de présence des métaux dans les organismes marins du littoral de Martinique.....</i> | 74 |
| IV.2 ANALYSE DES FORMES DE L'ARSENIC DANS LES TISSUS BIOLOGIQUES | 74 |
| <i>IV.2.1 Données de référence sur l'arsenic dans le milieu marin</i> | 74 |
| <i>IV.2.2 Méthodologie de l'analyse des formes de l'arsenic dans les tissus biologiques.....</i> | 75 |
| <i>IV.2.3 valentL'arsenic, total et minéral, dans la chair d'organismes du littoral martiniquais.....</i> | 75 |
| IV.3 CONTAMINATION DE LA FAUNE PAR LES ORGANOSTANNIQUES | 76 |
| <i>IV.3.1 Données de référence sur les organostanniques dans le milieu marin.....</i> | 76 |
| <i>IV.3.2 Méthodologie.....</i> | 77 |
| <i>IV.3.3 Les organostanniques dans la faune autour de la Martinique</i> | 77 |
| IV.4 CARACTERISATION DE LA CONTAMINATION PAR LES COMPOSÉS ORGANIQUES PERSISTANTS DANS LES ORGANISMES AUTOUR DE LA MARTINIQUE..... | 77 |
| <i>IV.4.1 Le Paraquat dans l'eau</i> | 77 |
| <i>IV.4.2 Les Polluants Organiques Persistants : PCB, dioxines et PBDE</i> | 78 |
| IV.4.2.1 Données de référence sur les PCB, dioxines et PBDE | 78 |
| Les PCB (polychlorobiphényles) | 78 |
| Les dioxines et les PCB apparentés aux dioxines | 79 |
| Les polybromo-diphényles éthers (PBDE)..... | 81 |
| IV.4.2.2 Analyse des POP (PCB, PCB-DL, PCDD, PCDF et PBDE) dans les organismes autour de la Martinique | 83 |
| IV.4.2.3 Résultats sur les polluants organiques persistants..... | 83 |
| Les polychlorobiphényles, PCB indicateurs | 83 |
| Profil de contamination des PCB indicateurs..... | 83 |
| Les dioxines (PCDD et PCDF) et les PCB-DL | 85 |
| Les polybromo-diphényles éthers (PBDE)..... | 86 |
| Les pesticides organochlorés..... | 87 |
| IV.4.2.4 Conclusion sur les POPs et composés analogues..... | 87 |
| IV.5 PROBLEMATIQUE DE L'ARGENT EN BAIE DU MARIN (MARTINIQUE) | 89 |
| [V] Conclusion générale | 93 |
| Références..... | 96 |
| Annexe 1. Concentration en chlordécone des échantillons collectés autour de la Martinique en 2008..... | 103 |
| Annexe 2. Classement des principales espèces halieutiques des Antilles par type trophique .. | 108 |
| Annexe 3. Concentration en chlordécone des échantillons collectés en mer autour de la Guadeloupe en 2008..... | 109 |
| Annexe 4. Concentration en chlordécone des échantillons collectés sur les marchés de la Guadeloupe en 2008 (espèces marines)..... | 112 |
| Annexe 5. Concentrations en métaux des échantillons de chair de poissons, crustacés et mollusques prélevés autour de la Martinique en avril-mai 2008 | 114 |
| Annexe 6. Concentrations en arsenic et en organostanniques des échantillons de chair de poissons, crustacés et mollusques prélevés autour de la Martinique en avril-mai 2008 | 117 |
| Annexe 7. Molécules de composés organiques persistants recherchées dans la présente étude | 119 |
| Annexe 8. Concentrations en POP dans les poissons, crustacés, mollusques et échinodermes prélevés autour de la Martinique en avril-mai 2008 | 120 |
| Liste des tableaux..... | 121 |
| Liste des figures | 122 |

Introduction

« *Tout'la riviè ka désann an lanmè !* »

Dicton créole

Les milieux marins des petits systèmes insulaires sont particulièrement vulnérables aux impacts anthropiques dans la mesure où, en raison de l'étroitesse de leur domaine terrestre, toutes les activités humaines se trouvent *de facto* à proximité du littoral. Le phénomène est accentué dans les îles dont le fort relief et l'abondance des précipitations accélèrent les flux des cours d'eau vers la mer. De plus, dans des îles comme celles des petites Antilles, l'étroitesse des plateaux insulaires y confine bien souvent une part importante des activités maritimes dans les eaux littorales, les plus exposées aux apports terrigènes.

Les questions relatives à la contamination chimique dans les milieux marins relèvent de trois types d'enjeux, des enjeux environnementaux en référence à ses éventuels effets sur le fonctionnement des écosystèmes à travers leurs biocénoses, des enjeux de santé humaine à travers les espèces utilisées pour l'alimentation humaine et des enjeux économiques et sociaux en particulier par les atteintes éventuelles aux activités de pêche et d'aquaculture.

Différents travaux ont été conduits sur la contamination par les pesticides et les métaux dans les milieux marins des Antilles. Il s'agit souvent de recherches portant sur des secteurs limités potentiellement à risque comme les baies de Fort-de-France (Pellerin-Massicotte 1995; Pons *et al.* 1998; Pujos *et al.* 2000; Mille *et al.* 2006), du Marin (Feiss *et al.* 2004) et du Robert (Rizand *et al.* 2006) en Martinique ou le Grand Cul-de-sac marin en Guadeloupe (Bernard 1995; Bouchon & Lemoine 2007). Des connaissances spécifiques ont été acquises dans le cadre de réseaux de surveillance comme le Réseau national d'observation (RNO) de 1999 à 2007 (RNO 2003, 2006). Des informations nouvelles sont en outre attendues des réseaux de surveillance en cours d'installation pour répondre aux exigences de la directive cadre sur l'eau de l'Union européenne. Mais, à part les travaux de Bocquené *et al.* (2002; 2005) et de Coat *et al.* (2006), peu d'informations étaient jusqu'alors disponibles sur la contamination chimique des espèces d'intérêt halieutique autour de la Martinique et de la Guadeloupe.

Ces différents travaux ont montré que, à part quelques foyers de convergence de risques, la situation semblait globalement satisfaisante pour la majorité des contaminants potentiels étudiés. Toutefois, la prise de conscience de la diffusion jusqu'à la mer de chlordécone, un pesticide stable utilisé pour l'agriculture et en particulier dans les bananeraies entre 1972 et 1993, avait conduit à des études sur la contamination de la faune marine par cette molécule tant en Guadeloupe qu'en Martinique au début des années 2000 (Bouchon & Lemoine 2003; Bocquené & Franco 2005; Coat *et al.* 2006; Bouchon & Lemoine 2007). Les concentrations alors relevées dans les organismes strictement marins se situaient en général en dessous de la valeur de référence de l'époque, ne justifiant pas alors une mobilisation particulière sur cette question. Un fort abaissement de la limite maximale de résidus pour ces produits en 2008 (Anon. 2008a) a conduit à reprendre des investigations plus approfondies sur la contamination de la faune halieutique par ce pesticide autour de la Martinique et de la Guadeloupe, en raison du risque de rencontrer des concentrations supérieures à la nouvelle valeur d'action. En outre, autour de la Martinique les efforts déployés pour progresser sur la contamination par la chlordécone ont été mis à profit pour établir un diagnostic sur d'autres molécules (autres polluants organiques, métaux).

Le champ d'investigation potentiel pour caractériser et comprendre la contamination par la chlordécone est vaste. Il induit de connaître non seulement la distribution et le cheminement de la molécule dans les différents compartiments des écosystèmes ainsi que ses effets sur la biologie des organismes, mais aussi d'en inférer sur les tendances de cette contamination dans le temps. La présente approche visait à améliorer les connaissances sur l'étendue de la contamination actuelle du compartiment des écosystèmes constitué par les espèces d'intérêt halieutique autour de la Martinique et de la Guadeloupe.

Le rapport présente successivement les résultats obtenus concernant la contamination par la chlordécone dans les espèces d'intérêt halieutique en Martinique et en Guadeloupe. Les hypothèses générales de travail sont développées dans la partie consacrée à la Martinique, elles sont simplement évoquées dans la partie consacrée à la Guadeloupe. Une seconde partie du rapport est consacrée à des études portant sur d'autres contaminants organiques et métalliques dans les eaux martiniquaises.

[I] Caractérisation de la contamination de la faune halieutique par la chlordécone autour de la Martinique

A la Martinique, la forte relation entre composantes terrestre et marine typique des systèmes insulaires est particulièrement importante en raison de la géographie de l'île, de la densité de sa population et de l'intensité des activités déployées.

Géologie et biogéographie. Sur ses 1 128 km² de superficie, la Martinique est constituée d'un enchevêtrement de formations volcaniques complexes qui se sont succédées au rythme d'épisodes chaotiques depuis plus de 30 millions d'années pour modeler l'île jusqu'à sa structure géologique actuelle (Allard-Saint-Albin 2008). Les faciès y sont caractérisés par des bassins versants courts à forte pente périodiquement lessivés par des pluies intenses. Sa biogéographie est façonnée par sa position au cœur de l'arc antillais. Ses principales caractéristiques sont rappelées ci-dessous.

Biogéographie de la Martinique (Extrait de Iedom 2008). Bordée par l'océan Atlantique à l'est et la mer des Caraïbes à l'ouest, l'île est située au cœur de l'arc antillais, à 6 800 km de la France hexagonale et à 400 km des côtes de la Floride et du Venezuela. Au nord, la Martinique est séparée de la Guadeloupe par l'île de la Dominique. Au sud, la Martinique se situe à environ 30 km de Sainte-Lucie.

La Martinique s'étend sur une longueur de 70 km et une largeur de 30 km. D'origine volcanique, l'île se caractérise par un relief varié et accidenté qui en fait une terre de contraste alliant les ombrages de la forêt tropicale au Nord à l'aridité du sud de l'île.

Le nord de l'île, est caractérisé par la présence d'un relief montagneux développé, concentrant les plus hauts massifs volcaniques d'où s'écoulent les principales rivières : la montagne Pelée, volcan culminant à 1 397 m, considérée comme étant en sommeil, les pitons du Carbet (1 196 m), l'édifice du morne Jacob (784 m) et le mont Conil, tous inactifs. Les côtes, peu découpées, se présentent sous forme de falaises abruptes.

Le sud de l'île présente un relief plus mesuré qui alterne plaines et mornes arrondis qui excèdent rarement 500 m d'altitude. Le sommet le plus élevé est celui de la montagne du Vauclin (505 mètres). Les côtes y sont très découpées et offrent de nombreuses baies et anses.

Le centre de l'île regroupe l'essentiel des plaines, généralement peu étendues et fragmentées. Leur superficie totale représente seulement 10 % de l'étendue de l'île. La plaine la plus importante s'étire sur 75 km² et héberge l'aéroport international Aimé Césaire.

Les contrastes morphologiques entre le nord et le sud sont à l'origine de microclimats favorisant une grande variété de végétation. Ainsi, au nord, la disposition des massifs fait obstacle aux flux des alizés qui circulent d'est en ouest, ce qui se traduit par une plus forte pluviométrie et une végétation davantage luxuriante.

Située entre 14°23' et 14°53' de latitude Nord et entre 60°50' et 61°15' de longitude Ouest, l'île de la Martinique bénéficie d'un climat de type maritime. Les conditions climatiques sont directement commandées par les positions respectives de l'anticyclone des Açores, qui dirige l'alizé d'est à nord-est, et de la zone de convergence intertropicale (ZCIT). Cette zone dépressionnaire suit avec un retard d'un mois ou deux le balancement saisonnier du soleil (Anon. sd).

On peut distinguer en Martinique deux saisons fondamentales : une saison sèche de février à avril, « le carême », et « l'hivernage » de juillet à octobre caractérisé par des pluies fréquentes et intenses. Carême et hivernage sont séparés par deux intersaisons plus ou moins marquées. Les pluies annuelles varient en moyenne entre 970 mm (Presqu'île de la Caravelle) et plus de 6000 mm sur la montagne Pelée et les hauteurs des pitons du Carbet. Grâce au climat tropical et à la proximité de l'océan, les températures varient peu au cours de l'année (3 à 4 degrés d'écart en moyenne entre les mois de février et d'août) (Anon. sd). La température est un des éléments les plus uniformes du climat martiniquais. Elle est en moyenne annuelle d'environ 25°C à Fort-de-France et de 24 à 28°C pour les eaux de surface.

Des plateaux insulaires contrastés. Autour de la Martinique, le plateau insulaire a une extension jusqu'à 25 km le long de la côte orientale et une largeur très faible à l'ouest en mer des Caraïbes (rebord à 150 m du littoral au large de Saint-Pierre) (Augris 2000). L'île est bordé de récifs-barrières le long des littoraux centre et sud Atlantique jusque dans le canal de Sainte-Lucie.

Des écosystèmes marins riches identifiant la zone comme un point chaud de la biodiversité (Bouchon et al. 2002), mais fragiles. Faible extension géographique, isolement océanographique et spécificité de la

faune sont des facteurs augmentant la fragilité des écosystèmes qui présentent des signes très nets d'altération. Les conditions climatiques sont la plupart du temps assez clémentes sous le régime des alizés. Sporadiquement, des perturbations météorologiques apparaissent, générant des vents très violents et des pluies torrentielles susceptibles d'éprouver durement les paysages sous-marins eux-mêmes (Augris 2000). Les systèmes marins antillais se trouvent ainsi soumis à de fortes contraintes dues aux perturbations naturelles (ouragans, température, maladies) et anthropiques (pollution, tourisme, pêche) (Bouchon *et al.* 2002).

Repères sur les grands déterminants socio-économiques. La Martinique est le plus petit des départements français d'outre-mer mais également le plus densément peuplé (338 habitants au km² en 2006, soit une densité trois fois supérieure à celle de l'hexagone). Entre 1999 et 2006, la population martiniquaise a augmenté de 4,6 % (Insee 2009), suivant en cela la tendance générale d'évolution de la population relevée depuis les années 1960.

En Martinique, le secteur tertiaire représente 82,9 % de la richesse produite en 2004. Les services marchands prédominent et contribuent à hauteur de 50,5% à la création de richesse de l'île. La part du secteur de la construction dans la valeur ajoutée s'élève à 6,2 %. L'industrie contribue à hauteur de 8 % à la création de valeur ajoutée, l'industrie agro-alimentaire y étant le sous-secteur le plus productif. Le secteur primaire en Martinique représente désormais 2,7 % de la valeur ajoutée totale de l'île, dont près de 54 % provient de la culture bananière, destinée principalement à l'exportation. Cette production concentre 28 % de la surface agricole utile du département.

Portant 11 % de la valeur ajoutée du secteur primaire en 2004, la pêche constitue un secteur d'activité important en Martinique, bien que contraint par l'étroitesse de sa zone économique exclusive. En 2006, la production de pêche était estimée à 6 300 tonnes pour la Martinique, pour une valeur d'environ 53 millions d'euros, composée à 95 % de poissons. Cette production est insuffisante au regard de la consommation locale qui est estimée à 15 000 tonnes. Dès lors, les besoins sont couverts par des importations en provenance d'Europe, de Guyane, du Venezuela et des îles voisines de la Caraïbe. La vente directe au consommateur absorbe 70 % de la production locale, le solde étant cédé à des revendeurs (25 %) ou à des mareyeurs. Les grandes et moyennes surfaces vendent essentiellement des produits importés, congelés ou transformés (Iedom 2008).

L'île demeure le département d'outre-mer le plus riche par habitant. Sur la période 1993-2004, son PIB a progressé en moyenne de 3,9 %, soit un rythme plus élevé que celui du PIB national par tête (+ 3,3 %). Ce niveau de vie relativement élevé se traduit par un parc automobile estimé à environ 200 000 véhicules (17 840 immatriculations recensées en préfecture en 2007) (Iedom 2008). Des difficultés à gérer les déchets en raison de l'exiguïté des sites et des marchés favorisent les risques de pollution urbaine et industrielle le long du littoral. En outre, une agriculture intensive centrée sur la banane, qui a supplantié la canne à sucre après la restructuration des marchés internationaux qu'a connue cette production, a conduit à l'utilisation massive de produits phytosanitaires sur de longues périodes. Désormais, ce secteur s'est résolument tourné vers la qualité, notamment environnementale, par un usage plus modéré des pesticides (Iedom 2008).

Connaissances sur la contamination du littoral. Des études ponctuelles ainsi que celles réalisées lors de la mise en place du Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO) en Martinique ont mis en évidence la présence de contaminants dans la faune marine côtière (RNO 2003, 2006). Deux substances, un insecticide, la chlordécone et un élément métallique, l'argent, ont présenté des concentrations localement élevées dans des organismes aquatiques du littoral martiniquais. Ainsi, les niveaux en chlordécone dans des organismes marins côtiers (Bocquené *et al.* 2002; Bocquené & Franco 2005; Coat *et al.* 2006) se sont révélés 10 à 20 fois supérieurs à ceux mesurés en métropole dans le cas du DDE (métabolite du DDT, RNO 2000), insecticide de structure et aux propriétés environnementales et toxicologiques comparables. Quant à l'argent, les concentrations mesurées dans l'huître *Isognomon alatus* dans la baie du Marin s'y sont avérées près de 500 fois supérieures aux faibles concentrations trouvées sur les autres stations RNO du littoral des Antilles françaises (RNO 2006). De tels niveaux en argent dans la chair des mollusques sont comparables à ceux déterminés dans les moules prélevées à proximité de l'estuaire de la Seine, estuaire reconnu comme très contaminé. Mais aucune étude systématique de la contamination chimique de la faune littorale autour de la Martinique n'avait été effectuée.

1.1 Contexte halieutique

Les produits de la pêche représentent une part importante de la ration alimentaire de la population martiniquaise (28-58 g/j pour les poissons de filet et de nasse, 27-52 g/j pour les poissons pélagiques) (Dubuisson *et al.* 2007). Dans les Antilles, la faune d'intérêt halieutique est très diversifiée. Lors de la dernière grande enquête sur la pêche menée autour de l'île (Gobert 1989), le tonnage des débarquements se répartissait dans les proportions suivantes : 40 % pour les espèces démersales, 40 % également pour les espèces pélagiques du large et 20 % pour les poissons pélagiques côtiers. Dans la pêcherie démersale, 182 espèces avaient été recensées (127 dans les nasses et 118 dans les filets maillants) (Gobert 1992) sans espèces nettement dominantes, l'espèce la plus abondante représentant moins de 5 % du poids total des débarquements (Gobert & Reynal 2002) (Tabl. 1). Cette production est diversement répartie entre métiers et zones d'activité. Cette enquête avait permis de constater que les deux principaux métiers, la pêche « à miquelon » (pêche au large pour les espèces pélagiques) et la pêche aux nasses produisent respectivement 35,5 % et 26,2 % du total, la senne de plage venant en troisième position avec 12,2 %, chacun des autres métiers ayant une contribution inférieure à 10 % des débarquements totaux (Gobert 1989). En outre, la répartition de l'activité entre métiers diffère fortement selon les secteurs, reflétant l'accessibilité locale aux ressources. Ainsi, le secteur sud Atlantique est plus propice à la capture des espèces démersales qui représentaient 63,4 % des prises, alors que dans le nord Caraïbe les conditions sont plus favorables à la pêche aux poissons pélagiques qui y constituaient 56,7 % des captures.

Tabl. 1. Principales espèces de poissons démersaux et pélagiques côtiers dans les débarquements de 1987 en Martinique (d'après données de Gobert 1989).

| Espèce | Total (t) | % |
|---|-----------|-----|
| Couliro <i>Selar crumenophthalmus</i> ¹ | 96.6 | 4.8 |
| Perroquet queue rouge <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 68.1 | 3.4 |
| Langouste blanche <i>Panulirus argus</i> | 67.1 | 3.3 |
| Comète maquereau <i>Decapterus macarellus</i> | 67.1 | 3.3 |
| Comète quiaquia <i>Decapterus punctatus</i> | 62.4 | 3.1 |
| Sarde à queue jaune <i>Ocyurus chrysurus</i> | 61.4 | 3.1 |

Total : tonnage débarqué, en poids décroissants.

% : pourcentage de l'espèce dans les débarquements de poissons démersaux et pélagiques côtiers.

Une étude réalisée en fin d'année 2001 à la demande de la Diren et de la DSDS de Martinique avait permis d'établir un premier état de la présence des pesticides sur le littoral martiniquais (Bocquené *et al.* 2002; Bocquené & Franco 2005). A partir d'un bilan des utilisations des pesticides sur l'île (nature et tonnages des substances, tendances) ainsi que d'un état de contamination des cours d'eau martiniquais par ces produits, cette recherche des molécules présentes dans le panache des rivières a permis l'identification de trois groupes de substances : les triazines (amétryne, simazine), les produits de dégradation des carbamates (aldicarbe) et les organochlorés parmi lesquels plus particulièrement la chlordécone, largement identifiée malgré une interdiction d'usage depuis 1993. Les analyses effectuées en 2002 dans la chair de poissons locaux et de langoustes ont révélé la présence de chlordécone à des niveaux allant de quelques µg/kg p.f. (poids frais) à près de 400 µg/kg p.f. (Coat *et al.* 2006). En revanche, l'ombrine ocellée (*Sciaenops ocellatus*) produite en aquaculture et dont l'alimentation a une origine étrangère au milieu littoral local est apparue exempte de contamination. Parmi les quelques espèces échantillonées, les plus contaminées étaient des poissons omnivores-détritivores tels que le tilapia *Oreochromis mossambicus* (196 - 386 µg/kg p.f. dans la chair du tilapia sauvage ; espèce d'eau douce et saumâtre) et des crustacés détritivores tels que la langouste (10 - 30 µg/kg p.f. dans la chair). D'autre part, ces études recommandaient le suivi en priorité de la chlordécone, reconnue comme bioaccumulable et potentiellement carcinogène, dès la mise en place d'un réseau de surveillance de la qualité du milieu marin comme le RNO (RNO 2002).

Une étude menée en baie du Robert (Abarnou & Bocquené soumis en 2008) a mis en évidence la grande variabilité de la contamination locale par la chlordécone chez les espèces marines, avec des

¹ Dans tout le rapport, les espèces sont dénommées par leur nom vernaculaire officiel quand il en existe, ou celui le plus fréquemment rencontré dans les documents de référence internationaux de la FAO (Carpenter 2002), de Fishbase (Froese & Pauly 2002) ou de SeaLifeBase (Palomares & Pauly 2009) notamment, suivi de leur nom scientifique (espèce ou niveau supérieur en cas de regroupement d'espèces) validé par les mêmes instances internationales. Les noms vernaculaires présentés peuvent donc être différents de ceux couramment utilisés en Martinique et en Guadeloupe.

valeurs individuelles pouvant varier du seuil de quantification (0,15 µg/kg p.f.) à près de 1000 µg/kg p.f. pour une espèce particulièrement exposée. L'étendue possible de la contamination à des espèces pélagiques côtières a été illustrée par Héraud *et al.* (2007) qui ont relevé une concentration de 83 µg/kg p.f. (valeur maximale sur l'ensemble des prélèvements analysés) chez un thazard provenant du littoral atlantique de la Martinique.

En Guadeloupe, dès la fin des années 1970, l'attention avait été attirée sur le risque de contamination de la faune aquatique (Kermarrec 1980). Ensuite, des résultats variables ont été relevés : des valeurs toujours inférieures à 20 µg/kg p.f. en 2002 sur des espèces marines (poissons, crustacés et mollusques) dans la zone présentant le risque le plus élevé (sud-est de la Basse-Terre) (Bouchon & Lemoine 2003), une contamination de la faune marine un peu plus marquée dans le Grand Cul-de-sac marin (du seuil de détection jusqu'à 100 µg/kg p.f.) (Bouchon & Lemoine 2007) et des valeurs franchement plus élevées pour des espèces prélevées dans le cours aval des rivières, avec des concentrations supérieures à 1000 µg/kg p.f. relevées sur plusieurs stations (Monti 2007).

Dans un contexte totalement différent, il est intéressant d'évoquer la pollution accidentelle survenue dans la rivière James (Etat de Virginie, USA). A la suite de problèmes rencontrés dans une usine de production de chlordécone située en bordure de cette rivière, la valeur d'action retenue par les autorités sanitaires pour la faune halieutique du bassin de la baie de Chesapeake avait été fixée à 300 µg/kg p.f. (Luellen *et al.* 2006). Pour la zone des Antilles françaises, une concentration de 200 µg/kg p.f. a été considérée comme valeur de référence pour la faune halieutique jusqu'à l'arrêté du 30 juin 2008 (Anon. 2008a) qui fixe une valeur seuil à 20 µg/kg p.f. pour toutes les denrées animales, y compris celles d'origine marine. Le règlement européen du 31 juillet 2008 (Anon. 2008d) fixe des valeurs limites maximales de résidus de chlordécone pour les animaux et produits animaux terrestres (entre 100 et 20 µg/kg p.f. selon le type de produit), mais aucune pour ceux issus de la pêche en mer.

1.2 Hypothèses de voies de contamination de la faune halieutique marine par la chlordécone autour de la Martinique

La contamination des animaux marins par une molécule exogène résulte de la combinaison de deux types de phénomènes, la présence et la biodisponibilité du contaminant dans le milieu d'une part, les prédispositions des individus à séjourner dans les milieux contaminés, à s'y trouver au contact de matériaux contaminés et à incorporer la molécule dans leurs tissus d'autre part. C'est en référence à ces deux types de facteurs que les hypothèses de contamination des espèces d'intérêt halieutique ont été testées.

1.2.1 Hypothèses relatives à la contamination du milieu

La contamination du milieu marin par la chlordécone dépend de plusieurs facteurs : la contamination de bassins versants, le transfert du contaminant vers la mer et la dynamique de sa dispersion/accumulation en mer. L'utilisation de la chlordécone étant arrêtée depuis 1993, sa présence dans les cours d'eau et sa diffusion dans le milieu marin résultent actuellement du largage de molécules piégées dans les sols. En effet, une étude de suivi d'épandage d'un autre pesticide en Guadeloupe (Cattan *et al.* 2008) a montré que, à l'aval des bassins versants, la contamination après un épandage de produit phytosanitaire (*e.g.* le cadusafos, du groupe des organophosphorés) se distribue selon deux phases en liaison avec les épisodes pluvieux. Une première période de pollution par pics coïncide avec les transports par ruissellement de surface. Elle est suivie d'une seconde période de pollution de type chronique dont l'origine est attribuable à la contamination de la nappe phréatique sous-jacente. Sur le long terme, la pollution chronique apparaît comme le phénomène majeur de contamination de l'environnement tant en terme de quantité de polluant que de durée des apports. Pour ce qui concerne la chlordécone, une partie des molécules épandues sur les parcelles agricoles s'adsorbent sur les particules constitutives du sol. Ce processus n'est pas irréversible et on observe parallèlement un phénomène de désorption. C'est cette désorption qui conduit au relargage de la molécule dans le milieu aquatique (Cattan *et al.* 2008).

Les phénomènes de dégradation, d'adsorption et de désorption déterminent la quantité de polluant présent à un moment donné dans le milieu aquatique. La désorption serait très lente. Ainsi, une étude sur un bassin versant contaminé de la baie du Robert (Martinique) a montré que la perte annuelle de chlordécone serait de l'ordre de 0,07 % du stock du bassin versant, 60 % de ce transfert se faisant sur la fraction des matières en suspension (Catlow 2008). L'importance de ce mode de transfert confirme l'importance du rôle du matériel particulaire dans la contamination des milieux aquatiques (Bonvallet & Dor 2004).

Cette lente désorption de la molécule fixée dans les sols conduit à une pollution chronique des milieux aquatiques par ruissellement (à la surface du sol) ou par drainage dans le sol (Cattan *et al.* 2008). De récentes études sur les sols de la Martinique (Cabidoche *et al.* 2006a; Cabidoche *et al.* 2008) laissent penser qu'aucune dégradation, ni chimique ni biologique n'a affecté la molécule depuis son apport, entre 1972 et 1993. Il est attendu qu'elle ne sera que très lentement éliminée par le lessivage des sols (entre un et sept siècles pour descendre à une contamination négligeable, selon le type de sol, d'après Cabidoche *et al.* 2006a; Cabidoche *et al.* 2009). Aucune solution d'accélération de la décontamination des sols pollués n'étant jugée réaliste à ce jour (Cabidoche *et al.* 2008), il est attendu que de la chlordécone s'écoulera encore pour longtemps en aval des terres contaminées dans les nappes d'eau, les rivières et donc le milieu marin côtier.

Dans les sols eux-mêmes, la chlordécone n'ayant en général pas diffusé au delà des zones où elle a été apportée, la contamination des sols et donc des bassins versants par cette molécule est superposée à l'extension des bananeraies pendant la période d'utilisation du produit, de 1972 à 1993 (Cabidoche *et al.* 2006b). Une carte de risque de pollution des sols par les organochlorés a été établie par le BRGM en 2004 (Achard *et al.* 2003; Desprat *et al.* 2003; Desprat *et al.* 2004) (Fig. 1). La contamination des cours d'eau jusqu'aux sédiments côtiers est cohérente par rapport à cette distribution (Fig. 24) (Diren 2008).

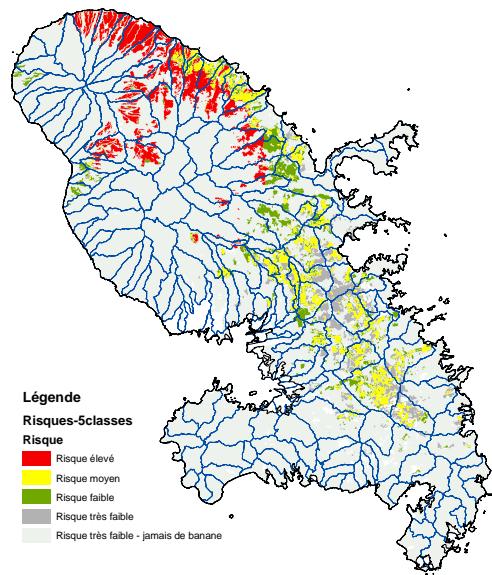


Fig. 1. Distribution de la contamination potentielle des sols de la Martinique par la chlordécone (d'après Desprat *et al.* 2004).

Les suivis réalisés dans la rivière James et la baie de Chesapeake pendant 26 ans après l'arrêt d'activité d'une usine de production de chlordécone située le long de cette rivière (13000 échantillons collectés, Luellen *et al.* 2006) ont montré que la contamination de la faune suivait largement la dynamique des panaches d'eau en aval du rejet. Ainsi, dans la rivière James, c'est dans les zones de plus forte turbidité que les concentrations les plus élevées en chlordécone ont été relevées dans les sédiments (Huggett & Bender 1980; Nichols 1981). Et la répartition des concentrations relevées dans les poissons présente des analogies avec celle observée dans les sédiments (Luellen *et al.* 2006).

Dans le domaine marin, la contamination potentielle des milieux est associée à la nature des effluents de surface et des eaux issues de résurgences sous-marines, ainsi qu'à la sédimentation des apports terrigènes dont la dynamique est elle-même sous la dépendance de l'hydrodynamisme marin : diffusion sous l'effet des courants, remise en suspension sous l'action de la houle, recouvrement des couches sédimentaires successives. Tous phénomènes étroitement liés aux conditions d'environnement locales.

Pour la présente étude, référence a été prise sur la délimitation des masses d'eau littorales autour de la Martinique (Fig. 2) établie pour répondre aux objectifs environnementaux assignés par la directive cadre sur l'eau européenne (DCE) (Diren 2005). Pour cette approche, chaque masse d'eau a été définie comme appartenant à un seul type écologique et homogène vis-à-vis de l'hydrodynamisme et des pressions anthropiques (Diren 2005).

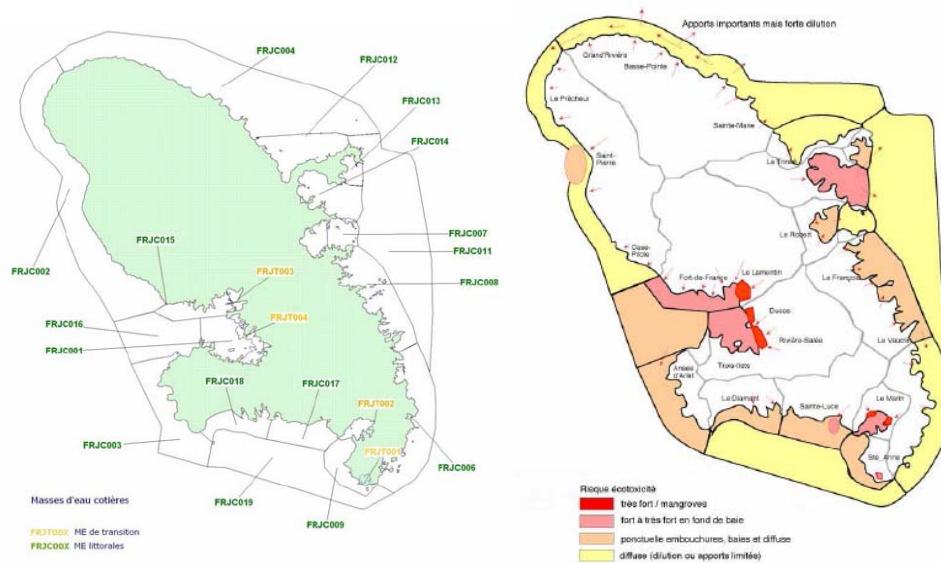


Fig. 2. Délimitation des masses d'eau littorales (à gauche) et répartition du risque écotoxique littoral (à droite) autour de la Martinique (Diren 2005).

Compte tenu de ces éléments, le système côtier a été défini selon dix masses d'eau (Fig. 3). Ces masses d'eau sont adaptées de celles établies pour la DCE (Fig. 2). Leur nombre a toutefois été réduit pour le rendre compatible avec les contraintes d'échantillonnage de la faune vagile. Elles ont ensuite été ajustées de façon à identifier formellement les espaces maritimes très côtiers proches de l'embouchure des cours d'eau potentiellement contaminés par la chlordécone (zones 05 et 08).

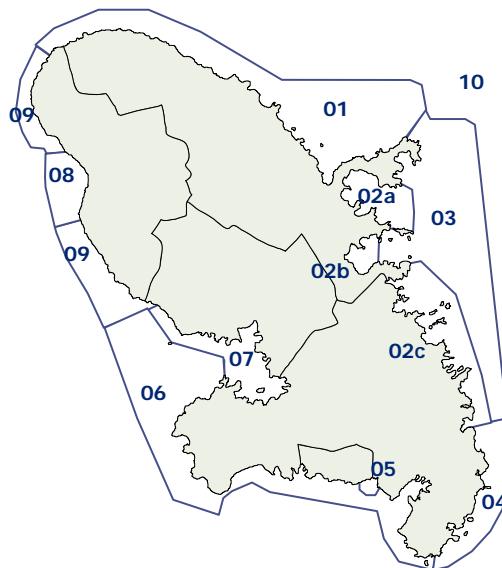


Fig. 3. Zones de référence des masses d'eau littorales de la Martinique considérées pour la présente étude.

I.2.2 Hypothèses relatives aux voies de contamination de la faune halieutique

Les connaissances les plus approfondies sur la contamination de la faune aquatique par la chlordécone sont issues des travaux réalisés sur la rivière James et la baie de Chesapeake contaminées de 1968 à 1975 par cette molécule, et en particulier du suivi conduit pendant 26 ans après l'arrêt de cette usine (Luellen *et al.* 2006).

Une expérience a mis en évidence l'accumulation de la chlordécone dans les détritus estuariens végétaux (jusqu'à 4,5 µg/g de poids sec au bout de 119 jours), éclairant sur le rôle de ces végétaux comme moyen d'entrée de la molécule dans les réseaux trophiques à partir des espèces détritivores (Drifmeyer *et al.* 1980). Sans que cela ait été vérifié, les principales hypothèses avancées concernant le processus d'accumulation de la molécule dans les végétaux étaient l'incorporation par des

microorganismes résistants, l'adsorption par du fin matériel particulaire et la création de complexes avec des molécules organiques des détritus.

Dans l'estuaire de la rivière James en 1977, si c'est dans les organismes vivants que les plus fortes concentrations de chlordécone ont été relevées (4800 µg/kg p.f. dans le zooplancton ; 1300 µg/kg p.f. dans le phytoplancton ; de 400 à 1500 µg/kg p.f. dans la macrofaune vagile (Jordan *et al.* 1979, in Nichols 1990)), c'est dans les sédiments que l'accumulation de la molécule était la plus élevée (ainsi la masse totale de chlordécone y a été estimée 100 fois plus importante que dans le zooplancton, Nichols 1990), faisant des sédiments un véritable réservoir de la molécule (Huggett & Bender 1980). C'est donc à partir de désorption ou d'extraction à partir du matériel sédimentaire que se ferait la principale incorporation de chlordécone dans le système vivant aquatique (Brossman *et al.* 1978). Mais il a également été montré que, dans la rivière James, le facteur de bioconcentration de la chlordécone dans quatre espèces d'algues étudiées pouvait être de 230 à 800 fois celui des eaux environnantes, faisant des végétaux (fixés ou planctoniques) le premier niveau d'une seconde voie de concentration dans les réseaux trophiques et rendant la molécule disponible pour l'ensemble des espèces de niveaux trophiques supérieurs (Brossman *et al.* 1978).

Toujours dans la rivière James (USA), Connolly et Tonelli (1985) ont mis en évidence que la voie alimentaire pouvait être responsable de la majorité de la contamination des poissons de niveau trophique élevé (environ 90 % pour les trois espèces étudiées : le tambour brésilien *Micropogonias undulatus*, le bar blanc d'Amérique *Morone americana* et le bar d'Amérique *Morone saxatilis*). Ils ont montré que les deux sources de contamination par la colonne d'eau d'une part et par le sédiment d'autre part pouvaient contribuer également à la contamination des deux premières espèces. Pour l'anguille américaine *Anguilla rostrata*, susceptible d'être assez fortement concernée, on peut supposer une part importante de la contamination par contact, alors que son régime alimentaire ne la prédispose pas à une contamination alimentaire élevée, mais que l'animal s'enfouit dans la vase le jour (Luellen *et al.* 2006). L'étude de crevettes *Palaemonetes pugio* exposées à une alimentation et à une eau contaminées par la chlordécone a montré que la contamination par les deux sources était additive, mais que la voie alimentaire était très importante dans la contamination finale (Fisher & Clark 1990). Ces résultats suggèrent aussi une diversité de prééminence des voies de contamination selon la nature des systèmes considérés. Ils montrent ainsi l'importance d'une connaissance de la contamination des différents compartiments du milieu marin, et notamment des sédiments pour caractériser le risque de contamination de la faune halieutique.

Une analyse des habitudes alimentaires de 365 espèces de poissons des eaux cubaines suggère que dans cette région comme probablement dans l'ensemble de la Caraïbe, l'euryphagie² est la stratégie alimentaire dominante. Ainsi, 80 % des espèces de poissons y apparaissent comme généralistes ou opportunistes (Sierra *et al.* 2001). Seulement trois groupes de poissons (20 % des espèces) présentent des traits sténophages : les zooplanctonophages, les herbivores et les détritivores. Les planctonophages y sont peu nombreux (12 %) et les herbivores stricts ne représentent que 8,5 % de l'ichthyofaune. En mer, les poissons détritivores se limitent aux *Mugilidae*.

Chez les poissons, en plus d'une bioamplification de la contamination lors de l'élévation dans les niveaux trophiques, le taux de contamination est étroitement lié à leur rythme de migration et donc à leur taux de fréquentation annuelle des zones contaminées (Luellen *et al.* 2006). Or, dans les systèmes côtiers tropicaux, les comportements d'occupation d'habitat sont très variés, incluant des espèces résidentes susceptibles de fréquenter le même biotope toute leur vie, dans un rayon de quelques mètres à quelques kilomètres selon les espèces, comme des espèces non territoriales, plus mobiles (Valdés-Munoz & Mochek 2001).

Il faut aussi noter que la réactivité des espèces à la chlordécone est variable. Ainsi, certains poissons comme la barbue de rivière *Ictalurus punctatus* s'avèrent résistants à cette molécule qu'ils ne bioaccumulent pas (Van Veld *et al.* 1984). Ces auteurs ont ainsi montré que ce poisson était capable d'éliminer la chlordécone par voie biliaire, par excréition branchiale ainsi qu'avec le mucus cutané. En outre, cette espèce est capable de réduire la chlordécone sous sa forme alcoolique. Des différences interspécifiques ont également été identifiées chez les mammifères, groupe au sein duquel certaines espèces dont l'homme, le porc et la gerbille métabolisent la chlordécone grâce à une enzyme hépatique spécifique, la chlordécone réductase, contrairement à d'autres espèces comme le rat, le hamster et le cochon d'inde (Bonvallot & Dor 2004).

² Qualifie des espèces s'accommodant de nourritures variées. Antonyme de sténophagie (qui renvoie à la notion de régime alimentaire très spécialisé).

Des expériences en laboratoire ont également mis en évidence que le taux de concentration en chlordécone pouvait diminuer chez des animaux nourris avec des proies non contaminées. Ainsi, la concentration de chlordécone dans les tissus de crabes bleus *Callinectes spp.* contaminés est passée de 69 µg/kg à 25 µg/kg en 90 jours d'alimentation exempte du contaminant (Schimmel *et al.* 1979). Une part de cette baisse apparente de concentration en chlordécone a été attribuée à la croissance des animaux. Le suivi d'un groupe de *Micropogonias undulatus* a montré que la dépuration de ce *Sciaenidae* du golfe du Mexique pouvait être associée à la température de l'eau (Doyle *et al.* 1978), sans doute en lien avec son impact sur le métabolisme des individus.

Il a été montré pour les molécules très bioaccumulables comme le mercure que la prise en compte de la taille des individus échantillonnés peut s'avérer un caractère déterminant de contamination (Kojadinovic *et al.* 2006). En revanche, l'hypothèse d'une relation entre contamination et le sexe (notamment à travers les tissus de réserve) n'est pas systématiquement vérifiée. Ainsi, si une première étude avait permis de penser à une différentiation de la concentration en chlordécone selon le sexe pour des clupéidés (Huggett & Bender 1980), la poursuite des échantillonnages a invalidé cette hypothèse pour l'ensemble des espèces étudiées, dont les clupéidés (Luellen *et al.* 2006), illustrant les efforts d'observation à développer pour caractériser la contamination des espèces. On note également le fait que des valeurs isolées relativement fortes peuvent être rencontrées, nécessitant une précaution lors des interprétations tant que la cause de cette situation particulière n'est pas identifiée. Ainsi, sur 415 barbues de rivière *Ictalurus punctatus* analysés dans la rivière James entre 1975 et 1989, une valeur isolée de 1630 µg/kg p.f. a été reportée alors que seulement sept échantillons dépassaient la valeur seuil de 300 µg/kg p.f. et que la concentration moyenne pour l'ensemble des échantillons était de 40 µg/kg p.f. (Luellen *et al.* 2006).

Enfin, un effet saisonnier de la concentration en chlordécone a été rapidement relevé (Walton 1987) et confirmé pour quelques espèces par l'analyse de la série longue de 25 ans dans la rivière James, mais susceptible de fortes variations au fil des années selon les espèces (Luellen *et al.* 2006). Cet effet saisonnier serait pour partie associé au cycle migratoire et alimentaire des espèces concernées.

1.2.3 Hypothèses relatives à la biologie des espèces

Compte tenu de la diversité des espèces exploitées autour de la Martinique (environ 180 espèces sans dominance particulière (cf. supra), une évaluation de la contamination de chaque espèce présente dans les différentes zones était inenvisageable. La démarche adoptée a consisté à identifier des types biologiques en référence aux risques de contamination. Ainsi, outre l'aspect alimentaire évoqué précédemment, deux facteurs de comportement ont été considérés comme potentiellement déterminants du risque de contamination des espèces halieutiques (en agissant sur l'exposition) : leur milieu de vie et leur mobilité. Concernant le milieu de vie, l'hypothèse de base était évidemment que les animaux vivant au large présentaient un risque de contamination inférieur à celui des espèces côtières. Ce risque était déjà pris en compte dans le découpage zonal évoqué précédemment. Mais il est apparu également important de considérer pour chaque espace géographique la différence de risque potentiel entre les espèces vivant sur le fond (espèces benthiques et démersales) et les espèces de pleine eau (espèces pélagiques). Un autre facteur potentiellement déterminant est la mobilité des espèces. En effet, le risque de contamination dans un milieu donné est différent selon que l'espèce y est sédentaire, qu'elle effectue des migrations annuelles selon les phases de son cycle vital (nutrition, reproduction, etc.), des migrations liées aux phases de vie (milieu de vie des juvéniles différent de celui des adultes) ou que, sans qu'il s'agisse de migration, elle prospecte de grands territoires de chasse. Il est évident que face à l'étendue des facteurs susceptibles d'intervenir, le plan d'échantillonnage établi ne pouvait constituer qu'un compromis, lui-même sous la contrainte des possibilités d'accès aux individus. *In fine*, compte tenu des connaissances déjà disponibles sur la contamination de la faune halieutique, si l'ensemble des facteurs évoqués ci-dessus ont été pris en compte, une attention particulière a été accordée aux aspects trophiques pour l'établissement du plan d'échantillonnage. L'approche est apparue d'autant plus acceptable que des relations étroites existent entre le milieu de vie et le régime alimentaire, au niveau auquel celui-ci a été caractérisé pour la présente étude.

1.3 Méthodologie

La présente caractérisation de la contamination des espèces halieutiques par la chlordécone autour de la Martinique initiée par la Diren de Martinique en 2007 et reprise dans le plan d'action Chlordécone (Anon. 2007) s'appuie sur deux campagnes de prélèvement : (i) une première campagne réalisée par

l'Ifremer en avril-mai 2008, (ii) une seconde campagne réalisée conjointement par la DSV et l'Ifremer en septembre-novembre 2008.

Pour ces deux études, la priorité portait sur la caractérisation de la contamination par la chlordécone. C'est en référence au questionnement sur ce contaminant que le plan d'échantillonnage a été établi. Toutefois, l'échantillonnage réalisé lors de la première campagne en Martinique a été mis à profit pour quantifier d'autres substances ou groupes de substances afin d'établir un bilan plus détaillé de la contamination chimique de la faune halieutique côtière martiniquaise.

I.3.1 Plans d'échantillonnage

I.3.1.1 Sédiments

Afin de mieux appréhender les apports de chlordécone à partir des bassins versants vers le milieu littoral, les sédiments de 23 estuaires de rivière ont été étudiés (Tabl. 2), numérotés de 1 à 23, du nord-est au nord-ouest de l'île, dans le sens horaire (Fig. 4). Les rivières ont été sélectionnées en fonction de la taille des bassins versants, de leur nature et du débit des rivières (cours d'eau permanents). Les échantillons de sédiment ont été collectés en avril 2008 à l'embouchure des cours d'eau, en amont de la limite d'influence marine. Il s'agit de sédiment fin, prélevé en surface avec une spatule, pour une masse d'environ 250 g et conditionné en boîte de Pétri puis congelé rapidement.

Tabl. 2. Liste des rivières de Martinique dont les sédiments ont été échantillonnés en avril 2008.

| | | |
|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------|
| 1 Grand Rivière (2 échantillons) | 9 Rivière Cacao | 17 Rivière la Lézarde |
| 2 Rivière Macouba | 10 Rivière du François | 18 Rivière Case Pilote |
| 3 Rivière Capot | 11 Rivière du Simon | 19 Rivière du Carbet |
| 4 Rivière Basse Pointe | 12 Rivière du Vauclin | 20 Rivière Roxelane |
| 5 Rivière du Lorrain | 13 Rivière des Ebichets | 21 Rivière des Pères |
| 6 Rivière du Galion | 14 Rivière du Marin | 22 Rivière du Prêcheur |
| 7 Rivière Mansarde | 15 Rivière Pilote | 23 Rivière de l'anse Céron |
| 8 Rivière Gaschette | 16 Rivière Oman (Trois rivières) | |

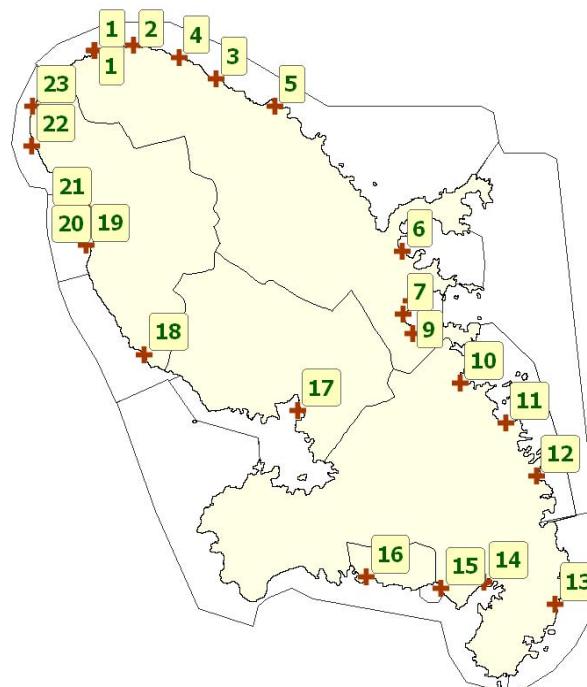


Fig. 4. Localisation des stations de prélèvement dans les sédiments des rivières de la Martinique en 2008.

I.3.1.2 Faune

L'alimentation est l'une des interactions les plus complexes entre les poissons et leur environnement. Elle implique des échanges d'énergie variables ontogéniquement³ et géographiquement parmi les

³ Au cours du développement de l'individu

organismes et les écosystèmes. L'adaptation des organismes à leurs proies dépend non seulement de caractéristiques morphologiques et environnementales, mais aussi de mécanismes comportementaux. La majorité des espèces présentent un régime composite, évolutif selon les différentes phases de vie et incluant une capacité d'adaptation opportuniste selon les conditions locales rencontrées (Sierra *et al.* 2001). Pour la présente étude, deux types d'indices ont été retenus pour caractériser la position d'une espèce dans les réseaux alimentaires : le niveau trophique et le régime alimentaire.

Niveau trophique

Le niveau trophique d'une espèce est un indice calculé à partir du régime alimentaire détaillé de l'espèce (Pauly *et al.* 1998). Cet indice peut prendre une valeur de un pour le phytoplancton à cinq pour les prédateurs supérieurs. Les herbivores et détritivores sont généralement de niveau deux (Gascuel *et al.* 2005), notamment pour ceux qui se nourrissent de débris végétaux. Le niveau trophique peut être plus élevé pour les espèces nécrophages. Il faut noter que, pour une espèce donnée, la valeur calculée de l'indice dépend des connaissances disponibles sur son régime alimentaire, mais aussi de la zone et des conditions d'étude de ce régime alimentaire. En effet, beaucoup d'espèces s'avèrent éclectiques et opportunistes, modulant assez largement leur alimentation selon les conditions biotiques et environnementales rencontrées localement (Sierra *et al.* 2001). Ces limites posées, l'indice de niveau trophique se présente comme une métrique synthétique pratique pour caractériser le régime alimentaire d'une espèce. Ainsi, il constitue la base de calcul d'un indice trophique moyen proposé en 2004 comme indicateur de pression sur les écosystèmes marins lors de la septième conférence des parties de la convention de la biodiversité (Spearman 2005).

Pour la présente étude, les niveaux trophiques de chaque espèce (Annexe 1) ont été extraits de Fishbase (Froese & Pauly 2002) pour les poissons et d'une base de données de l'université de Colombia (Sea Around Us 2009) pour les invertébrés. Lorsque plusieurs valeurs étaient proposées pour une espèce, l'indice retenu était sélectionné en priorité sur l'origine caribéenne des données, lorsqu'il en existait.

Régime alimentaire

Huit classes de régime alimentaire ont été établies (Tabl. 3). Les régimes ont été définis d'après FishBase pour les poissons (Froese & Pauly 2002) et la littérature, en particulier le guide régional d'identification des espèces de la FAO (Carpenter 2002) pour les invertébrés. La majorité des espèces marines considérées dans l'étude présentent un régime alimentaire mixte, mis en œuvre de façon opportuniste (Sierra *et al.* 2001). Pour les besoins de la présente étude, chaque espèce est qualifiée par un seul type alimentaire. Compte tenu de l'importance du régime détritivore chez les animaux aquatiques vis-à-vis de la contamination par la chlordécone, c'est ce régime qui a été attribué à une espèce lorsqu'il faisait partie de son mode d'alimentation.

Tabl. 3. Classes de régime alimentaire définies.

| CodeAlim | TypeAlim |
|----------|--|
| ZB | Zoobenthos |
| FI | Filtreur |
| HE | Herbivore |
| DN | Détritivore ou nécrophage |
| BES | Benthophage sur sédiment |
| BER | Benthophage sur substrat dur (rocheux) |
| CP | Carnivore-piscivore |
| PL | Planctonophage / necton |
| ND | Non déterminé |

Groupements trophiques retenus

A partir de leurs indices de niveau trophique, les espèces ont été regroupées en trois classes définies à partir des valeurs seuils de 2,0, 3,0 et 4,0. En outre, une analyse préliminaire des résultats de la première campagne a mis en évidence la relation très forte entre les concentrations en chlordécone et le régime détritivore (indépendamment de la localisation des échantillons), le reste de la structuration des résultats étant porté en grande partie par le niveau trophique. C'est pourquoi, pour la suite des analyses, quatre groupes trophiques discriminants ont été constitués (Tabl. 4), incluant une classe de régime alimentaire

regroupant tous les détritivores⁴ d'une part, tous les autres types d'autre part. Il est précisé qu'aucun détritivore n'a été rencontré parmi les espèces du niveau trophique '4,0-4,9'. En outre, le type '2-Aut' est constitué essentiellement d'herbivores.

Tabl. 4. Groupes trophiques retenus pour la présente analyse.

| Groupe trophique | | Code du type trophique |
|-----------------------|-----------------|------------------------|
| Niveau trophique | Alimentation | |
| 2,0-3,5 | Détritivore | 2-DN |
| 2,0-2,9 | Non détritivore | 2-Aut |
| 3,0-3,9 | Non détritivore | 3-Aut |
| 4,0-4,9 | Non détritivore | 4-Aut |
| Aut : non détritivore | | |

Constitution d'un échantillon

Pour la présente étude, le principe était de constituer chaque échantillon à partir d'un minimum de trois prélèvements issus de trois individus de taille voisine appartenant à la même espèce et capturés sur le même site à la même période. Les prélèvements devaient être constitués de chair et de peau pour les poissons, de « chair blanche » pour les crustacés et de chair pour les mollusques. Ces recommandations sont celles qui ont été définies pour les plans de contrôle et de surveillance mis en œuvre par la direction générale de l'alimentation (DGAL 2008b, a), plans auxquels cette étude a partiellement contribué. Les fractions issues de chaque individu sont de poids voisin. Dans le cas de prélèvements constitués de petits individus, le nombre d'individus contribuant à un échantillon peut être supérieur à trois pour obtenir le poids de matrice requis (300 g).

Répartition des échantillons

L'objectif de l'étude étant d'établir un tableau de la contamination de la faune halieutique autour de l'île, les échantillons ont été distribués de façon à couvrir au mieux les différentes composantes du système, sans préjuger de niveaux de contamination suspectés. Dans cette perspective, il s'agissait de répartir les échantillons de façon équilibrée en référence aux hypothèses de risque discutées antérieurement, à savoir la répartition géographique en référence aux dix zones précédemment décrites (Fig. 3), les types biologiques des espèces en référence à leur comportement, leur régime alimentaire et la taille des individus. Enfin, il était attendu que les deux campagnes permettent d'aborder la distinction entre période sèche (carême) et période humide (hivernage). La position du lieu de capture a systématiquement été relevée. Seuls les échantillons constitués à partir de prélèvements issus d'une même position ont été inclus dans les analyses. En outre, dans la mesure du possible, une information sur la qualité de l'eau (turbidité) et la nature du fond a été recueillie.

L'option prise a été de limiter le nombre d'espèces dans chacun des types au bénéfice de la diversité des sites de recueil d'information par espèce. Les espèces devant être collectées auprès des pêcheurs professionnels, il était admis que le plan soit adapté aux contraintes du terrain. Toutefois, des affrètements spécifiques ont du être réalisés pour échantillonner des zones et des espèces pour lesquelles les apports de la pêche professionnelle s'avéraient inadaptés pour couvrir les besoins de l'étude.

I.3.2 Méthodes d'analyse

Les échantillons rassemblés pour la présente ont été analysés par trois laboratoires différents, selon la campagne.

I.3.2.1 Première série de Martinique

Les analyses de chlordécone de la campagne d'avril-mai 2008 en Martinique ont été réalisées au laboratoire Idhesa Brest Océane à Plouzané. Le laboratoire Idhesa Brest Océane possède une solide expertise dans l'analyse de contaminants à l'état de traces et possède les accréditations délivrées par le Comité français d'accréditation (Cofrac) pour l'ensemble de ses programmes d'analyses. Ce laboratoire fait également partie des laboratoires agréés pour la réalisation des analyses de chlordécone selon la méthode de référence de l'Afssa (méthode AFSSA/LERQAP/TOPPOP/04, Mallet 2003).

⁴ Tous les détritivores ont été groupés en une seule classe codée '2-DN', une seule espèce du panel (*P. argus*) présentant un niveau trophique légèrement supérieur aux limites de la classe de niveau trophique 2 (NT : 3,2).

Les analyses ont été effectuées selon le protocole désigné par simplicité ‘protocole Idhesa’ et brièvement décrit. A la prise d’essai de deux grammes de matériel sec, tissus biologiques ou sédiment, est ajoutée l’étalon interne permettant un contrôle de l’étape d’extraction. L’ensemble est ensuite broyé à l’ultra-turrax dans un mélange de solvants, acétone-pentane, pendant deux minutes. L’extrait est purifié et pré-séparé sur une colonne de Florisil par élution au dichlorométhane, puis ensuite concentré et ajusté en volume puis analysé en chromatographie liquide (pré-colonne C18 et colonne analytique Symétry C18 (longueur : 150 mm – diamètre : 2,13 mm – granulométrie 3,5 µm ; élution par gradient de solvant 100% hexane; mélange dichlorométhane-éthanol, jusqu’à 100% éthanol et détection en spectrométrie de masse (LC/MS-MS). Le dosage est effectué à partir des mesures de 4 transitions spécifiques.

La quantification est réalisée à partir de gammes réalisées dans la matrice, avec 5 niveaux d’ajouts permettant de garantir l’absence d’effet de matrice. Les limites de détection et de quantification sont de 0,05 et 0,15 µg/kg (poids frais).

I.3.2.2 Deuxième série de Martinique

La deuxième série d’échantillons de Martinique (échantillonnages d’août à novembre 2008) a été analysée au laboratoire départemental de la Sarthe avec la méthode agréée par l’Afssa (Mallet 2003). Selon cette méthode, une prise d’essai de 2 grammes est extraite, trois fois successivement par un mélange hexane-acétone. L’extrait combiné est traité par une solution aqueuse de soude (formation d’hydrate de chlordécone hydrosoluble). La phase aqueuse est extraite par l’hexane ; la phase organique est alors éliminée (élimination des graisses). La phase aqueuse est acidifiée par une solution d’acide sulfurique (reformation de la chlordécone) puis, une fois refroidie, extraite trois fois successivement par le mélange hexane-acétone. La phase organique, lavée à l’eau est concentrée et ajustée en volume, pour le dosage par chromatographie en phase gazeuse et détection en capture d’électrons ou spectrométrie de masse après addition d’un étalon interne. La limite de quantification de cette méthode dans les conditions d’application est de 2 µg/kg p.f.. Pour la présente étude, le seuil de quantification retenu est de 5 µg/kg p.f., les valeurs comprises entre 2 et 5 µg/kg p.f. étant qualifiées de trace.

I.3.2.3 Série de Guadeloupe

La série des échantillons collectés en Guadeloupe a été traitée par le laboratoire La Drôme Laboratoires qui, comme le dernier laboratoire cité précédemment a appliqué le protocole Afssa (Mallet 2003). Deux étalons internes sont ajoutés au cours de l’analyse, dans le matériel brut avant l’extraction et dans l’extrait final avant la détermination finale en chromatographie en phase gazeuse et détection par capture d’électrons (GC-ECD) ou par spectrométrie de masse GC-couplage MS-MS). Pour une prise d’essai comprise entre 5 et 10 g de chair, le seuil de quantification se situe entre 5 et 10 µg/kg p.f.

I.3.2.4 Exercice de comparaison de méthodes d’analyse

Pour conforter l’étude, il avait été convenu d’analyser en double une série d’échantillons, représentant environ 10 à 20 % de l’ensemble des analyses réalisées lors de la première campagne en Martinique. Quinze échantillons de cette série (analysés par le protocole Idhesa) ont été sélectionnés une fois connus les résultats des analyses de façon à décrire l’ensemble de la gamme de variation de ces premiers résultats et ont été adressés, pour confirmation, à un deuxième laboratoire pour être analysés selon la méthode agréée par l’Afssa (méthode AFSSA/LERQAP/TOPPOP/04). L’analyse en double par un deuxième laboratoire, par la méthode de référence de l’Afssa avait pour objectif de valider et confirmer les premiers résultats acquis selon le protocole Idhesa, considéré par ce laboratoire comme plus sensible et plus facile à mettre en œuvre.

Bilan de la comparaison des méthodes d’analyse

Cet exercice de comparaison de méthodes, limité à un petit échantillonnage, a mis en évidence des écarts importants dans les résultats entre les deux séries de données. Il montre ainsi :

- une différence de seuil de quantification importante entre les deux méthodes (0,15 µg/kg p.f. contre 5 µg/kg p.f.),
- un écart très important sur un échantillon (une valeur élevée dans la deuxième série, égale à neuf fois la valeur pour cet échantillon dans la première série),
- une tendance vers des valeurs inférieures dans la deuxième série d’analyse, sans corrélation entre les deux séries, même après élimination de l’échantillon aux valeurs très discordantes rapporté ci-dessus.

L’existence de désaccords entre séries de mesures est commun dans le domaine de l’analyse de traces pour lequel une incertitude de 25-30 % est généralement admise. Mais le désaccord observé ici est

caractérisé par une très grande dispersion des mesures et l'impossibilité d'un réajustement entre les deux séries. Sans être complètement déterminant compte tenu du faible nombre d'analyses effectuées, il illustre les limites de la maîtrise actuelle de l'analyse de la concentration en chlordécone dans les organismes marins. Cette maîtrise peut concerner tant l'analyse chimique elle-même que la représentativité de la matrice étudiée (nature et homogénéité des tissus analysés, etc.). Il pose aussi la question de la qualité des informations attendue selon les objectifs des travaux justifiant les analyses. Ainsi, les besoins de précision requis pour le positionnement d'un échantillon par rapport à une valeur seuil (par exemple pour un contrôle réglementaire) n'est pas le même que pour une étude visant à caractériser la contamination d'un milieu ou à comprendre les mécanismes de transfert de cette contamination dans les écosystèmes. Dans ce second cas, une précision plus élevée est en général nécessaire, notamment pour les faibles concentrations, par exemple quand il s'agit de modéliser les transferts du contaminant dans les réseaux trophiques. En revanche, la discordance sur les tendances (incertitude de la mesure) dans la plage commune de sensibilité de différentes méthodes s'avère d'intérêt commun pour les deux types d'approches et mèrriterait d'être mieux maîtrisée.

Le cœur de l'activité Ifremer sur la chlordécone aux Antilles est centré sur la caractérisation de la contamination des ressources halieutiques, la connaissance de la distribution de la contamination et de ses déterminants, celle des mécanismes biologiques et environnementaux de cette contamination. Les mesures de chlordécone réalisées pour la présente étude, même insuffisamment validées ont quand même apporté des éléments de réponse concluants. Ainsi les résultats présentés ci-dessous montreront une bonne cohérence à grande échelle entre la distribution de cette contamination, même décrite par des mesures chimiques insuffisamment qualifiées et les facteurs environnementaux (zonage), écologiques et biologiques (régimes et niveaux trophiques).

1.4 Résultats

1.4.1 Dans les sédiments estuariens

La contamination des sédiments estuariens des rivières par la chlordécone (Tabl. 5 et Fig. 5) est en cohérence avec la contamination des bassins versants qui alimentent ces cours d'eau. Sa distribution est à rapprocher de celles de la contamination potentielle des sols de la Martinique par la chlordécone (Desprat *et al.* 2004) (Fig. 1) et de celle de la contamination des cours d'eau de la Martinique par la chlordécone (d'après Diren 2008) (Fig. 24).

Tabl. 5. Concentrations en chlordécone relevées dans les sédiments des rivières de la Martinique en 2008.

| Stations | Chlordécone ($\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$) | Stations | Chlordécone ($\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$) |
|------------------------|---|----------------------------------|---|
| 1 Grand Rivière 1 | 0,5 < 1 | 12 Rivière du Vauclin | 5 |
| 1 Grand Rivière 2 | 8 | 13 Rivière des Ebichets | 0,5 < 1 |
| 2 Rivière Macouba | 143 | 14 Rivière du Marin | 11 |
| 3 Rivière Capot | 26 | 15 Rivière Pilote | 38 |
| 4 Rivière Basse Pointe | 549 | 16 Rivière Oman (Trois rivières) | 3 |
| 5 Rivière du Lorrain | 54 | 17 Rivière la Lézarde | 552 |
| 6 Rivière du Galion | 47 | 18 Rivière Case Pilote | 0,5 < 1 |
| 7 Rivière Mansarde | 143 | 19 Rivière du Carbet | 0,5 < 1 |
| 8 Rivière Gaschette | 5 | 20 Rivière Roxelane | 69 |
| 9 Rivière Cacao | 23 | 21 Rivière des Pères | 0,5 < 1 |
| 10 Rivière du François | 92 | 22 Rivière du Prêcheur | 0,5 < 1 |
| 11 Rivière du Simon | 62 | 23 Rivière de l'anse Céron | 9 |

La région la plus fortement touchée est localisée dans la partie nord-est de l'île. Les niveaux de contamination peuvent être comparés à ceux de l'étude de 2002 (Bocquené & Franco 2005) qui rapportait des teneurs dans le sédiment plus faibles pour les estuaires de la rivière Capot (respectivement < 10 $\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$ en 2002 et 26 $\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$ dans cette étude) et la rivière du Lorrain (44 $\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$ en 2002 et 54 $\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$ dans cette étude). Les rivières Macouba et Basse-Pointe montrent les niveaux les plus élevés (respectivement 143 et 549 $\mu\text{g}/\text{kg p.s.}$).

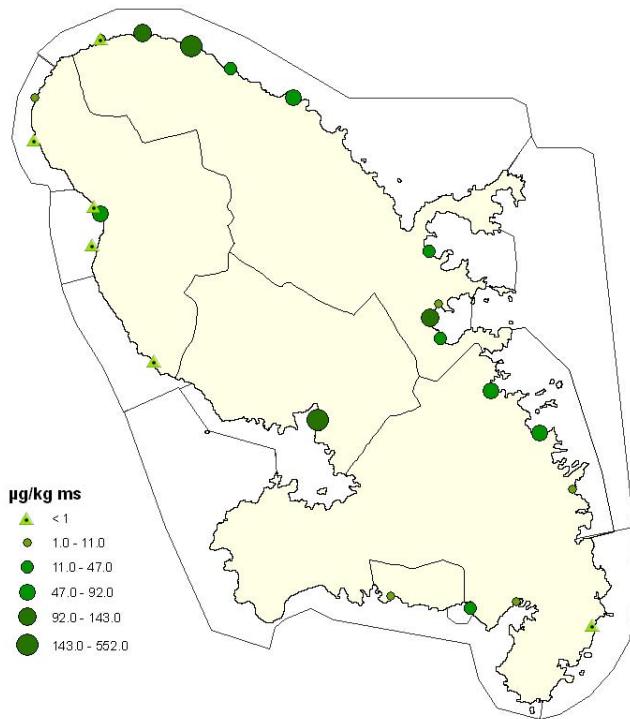


Fig. 5. Distribution de la concentration en chlordécone dans les sédiments des rivières de la Martinique en 2008.

La zone située entre la baie du Galion au sud de la presqu'île de la Caravelle et la rivière du Vauclin montre une contamination généralisée des estuaires des rivières aboutissant à ces anses et à ces baies. Les sédiments de la rivière Cacao, en baie du Robert, montraient des niveaux de chlordécone inférieurs à 10 µg/kg p.s. en 2002 ; dans la présente étude ils sont mesurés à 23 µg/kg p.s. En baie du François, les données de 2002 affichaient un niveau de chlordécone égal à 38 µg/kg p.s. en 2002 alors qu'il est établi à 92 µg/kg p.s. dans cette étude.

Dans la partie sud-ouest de l'île, les sédiments de la rivière Lézarde, qui se jette dans la baie de Fort-de-France, sont contaminés à hauteur de 552 µg de chlordécone par kg p.s. ; c'est la concentration la plus forte relevée lors de cette campagne de 2008. Sur la côte ouest de l'île, de la rivière Case-Pilote à l'anse Céron, si on excepte les sédiments de la rivière Roxélane, les mesures de chlordécone sont faibles voire inférieures à la limite de quantification de la méthode analytique.

I.4.2 Dans la faune

Au cours des deux campagnes (avril-mai et août-novembre 2008) un total de 232 échantillons référencés par zone⁵ appartenant à 51 espèces (ou genre) ont été constitués (dont 40 espèces de poissons, 8 de crustacés et 2 espèces de mollusques et 1 échinoderme). Les résultats détaillés par échantillon sont présentés en Annexe 1. La distribution des espèces échantillonnées par type trophique (Tabl. 6) met en évidence une grande disparité dans l'apparition des espèces, d'un seul échantillon jusqu'à 27 échantillons pour la même espèce. Ces écarts sont en grande partie dus aux difficultés d'appliquer strictement sur le terrain les recommandations d'échantillonnage de la DGAL.

⁵ Seuls les échantillons constitués de prélèvements tous issus d'un même site ont été inclus.

Tabl. 6. Répartition des échantillons des deux campagnes de Martinique par espèce et type trophique (Trph).

| Trph | Espèce | Nb Ech | Trph | Espèce | Nb Ech |
|-------|--------------------------------------|--------|-------|-------------------------------------|--------|
| 2-Aut | <i>Acanthurus bahianus</i> | 13 | 3-Aut | <i>Haemulon parra</i> | 1 |
| 2-Aut | <i>Acanthurus chirurgus</i> | 3 | 3-Aut | <i>Haemulon plumieri</i> | 8 |
| 2-Aut | <i>Acanthurus coeruleus</i> | 1 | 3-Aut | <i>Hemiramphus balao</i> | 2 |
| 2-Aut | <i>Cardisoma guanhumi</i> | 1 | 3-Aut | <i>Heteropriacanthus cruentatus</i> | 3 |
| 2-Aut | <i>Hemiramphus brasiliensis</i> | 2 | 3-Aut | <i>Holocentrus adscensionis</i> | 8 |
| 2-Aut | <i>Isognomon alatus</i> | 3 | 3-Aut | <i>Holocentrus rufus</i> | 19 |
| 2-Aut | <i>Kyphosus sectator</i> | 2 | 3-Aut | <i>Lutjanus apodus</i> | 2 |
| 2-Aut | <i>Mithrax pilosus</i> | 2 | 3-Aut | <i>Lutjanus synagris</i> | 7 |
| 2-Aut | <i>Scarus iseri</i> | 2 | 3-Aut | <i>Lutjanus vivanus</i> | 2 |
| 2-Aut | <i>Sparisoma aurofrenatum</i> | 3 | 3-Aut | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | 3 |
| 2-Aut | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 26 | 3-Aut | <i>Ocyurus chrysururus</i> | 19 |
| 2-Aut | <i>Sparisoma viride</i> | 4 | 3-Aut | <i>Polydactylus virginicus</i> | 2 |
| 2-Aut | <i>Strombus gigas</i> | 4 | 3-Aut | <i>Pseudupeneus maculatus</i> | 1 |
| 2-Aut | <i>Tripneustes ventricosus</i> | 8 | 3-Aut | <i>Umbrina coroides</i> | 3 |
| 2-DN | <i>Callinectes larvatus</i> | 2 | 4-Aut | <i>Caranx latus</i> | 1 |
| 2-DN | <i>Callinectes spp</i> | 1 | 4-Aut | <i>Cephalopholis fulva</i> | 7 |
| 2-DN | <i>Farfantepenaeus subtilis</i> | 1 | 4-Aut | <i>Lutjanus mahogoni</i> | 3 |
| 2-DN | <i>Mugil curema</i> | 3 | 4-Aut | <i>Makaira nigricans</i> | 1 |
| 2-DN | <i>Oreochromis mossambicus</i> | 4 | 4-Aut | <i>Parribacus antarcticus</i> | 1 |
| 2-DN | <i>Panulirus argus</i> | 25 | 4-Aut | <i>Scomberomorus cavalla</i> | 4 |
| 2-DN | <i>Panulirus guttatus</i> | 6 | 4-Aut | <i>Scomberomorus sp.</i> | 1 |
| 3-Aut | <i>Acanthostracion polygonius</i> | 2 | 4-Aut | <i>Sphyraena barracuda</i> | 2 |
| 3-Aut | <i>Bodianus rufus</i> | 1 | 4-Aut | <i>Thunnus atlanticus</i> | 3 |
| 3-Aut | <i>Caranx hippos</i> | 1 | | | |
| 3-Aut | <i>Engraulidae & Atherinidae</i> | 1 | | | |
| 3-Aut | <i>Haemulon carbonarium</i> | 3 | | | |
| 3-Aut | <i>Haemulon chrysargyreum</i> | 3 | | | |
| 3-Aut | <i>Haemulon flavolineatum</i> | 2 | | | |

La répartition des échantillons par type trophique et par zone (Tabl. 7) met également en évidence d'importants écarts entre le plan d'échantillonnage théorique et la distribution effective des échantillons.

dans la distribution des échantillons selon ces critères. Les principales faiblesses dans les échantillonnages disponibles portent sur les points suivants. Les zones 01, 03 et 07 présentent un nombre très limité de détritivores. La zone 05, très petite et incluant un cantonnement, ne fait pas l'objet d'une pêche significative. En zones 06 et 09, absence complète de détritivores. En général, le nombre d'échantillons de carnivores supérieurs dans les zones côtières est également très faible. D'autres limitations peuvent être dues à la distribution des espèces, par exemple la plus faible abondance en espèces à niveau trophique bas dans les zones du large. Il faut toutefois noter que, *in fine*, l'échantillonnage a été fortement contraint par la disponibilité des organismes à partir de la pêche professionnelle. Il reflète ainsi pour partie la distribution de la faune autour de l'île.

Tabl. 7. Répartition des échantillons des deux campagnes de Martinique par type trophique et par zone.

| Zone | 2-Aut | 2-DN | 3-Aut | 4-Aut | Total |
|-------|-------|------|-------|-------|-------|
| 1 | 4 | 3 | 20 | 3 | 30 |
| 2 | 18 | 15 | 16 | 4 | 53 |
| 3 | 14 | 6 | 5 | 4 | 29 |
| 4 | 7 | 4 | 5 | 1 | 17 |
| 5 | 1 | | 5 | | 6 |
| 6 | 11 | | 15 | 3 | 29 |
| 7 | 7 | 2 | 9 | | 18 |
| 8 | | 8 | 1 | | 9 |
| 9 | 9 | | 6 | | 15 |
| 10 | 3 | 4 | 11 | 8 | 26 |
| Total | 74 | 42 | 93 | 23 | 232 |

1.4.2.1 Répartition géographique de la contamination

Sur les 232 mesures réalisées, 193 sont en dessous de 20 µg/kg p.f. (soit 83 % des valeurs), 17 résultats sont compris entre 20 et 50 µg/kg p.f. (7 % des valeurs) et seulement 22 dépassent les 50 µg/kg p.f. (9 % des valeurs).

La concentration médiane est de 1,4 µg/kg p.f. toutes espèces et toutes zones confondues. Une analyse détaillée de ces résultats montre la primauté de la relation à la localisation géographique et au mode d'alimentation sur la contamination, lorsqu'elle existe, avec un poids déterminant de l'effet zone. En effet, quel que soit le type trophique, la concentration moyenne trouvée dans les échantillons est toujours plus élevée au sein de chaque groupe trophique dans un nombre limité de zones (Tabl. 8). La distribution des écart-types des concentrations suit celle de ces concentrations moyennes, illustrant le fait que les moyennes élevées sont en général tirées par un très petit nombre de valeurs très élevées dans la série.

Tabl. 8. Concentration moyenne en chlordécone des échantillons des deux campagnes de Martinique par type trophique et par zone.

| Zone | Concentration moyenne en µg/kg pf | | | | Ecart-type de la moyenne | | | |
|------|-----------------------------------|-------|-------|-------|--------------------------|-------|-------|-------|
| | 2-DN | 4-Aut | 3-Aut | 2-Aut | 2-DN | 4-Aut | 3-Aut | 2-Aut |
| 7 | 399.0 | | 34.7 | 12.6 | 310.3 | | 41.5 | 17.7 |
| 2 | 203.0 | 155.1 | 14.1 | 4.6 | 335.7 | 305.9 | 30.6 | 4.7 |
| 1 | 67.8 | 24.5 | 26.4 | 8.5 | 76.4 | 8.7 | 31.0 | 8.3 |
| 8 | 16.0 | | 2.4 | | 25.8 | | | |
| 3 | 2.5 | 15.9 | 6.1 | 1.5 | 6.1 | 28.4 | 12.1 | 1.9 |
| 10 | 5.0 | 0.0 | 0.8 | 0.0 | 8.1 | 0.0 | 2.5 | 0.0 |
| 4 | 1.5 | 0.0 | 1.2 | 1.0 | 0.9 | | 1.5 | 2.3 |
| 5 | | | 1.7 | 0.0 | | | 1.5 | |
| 9 | | | 0.8 | 0.8 | | | 0.7 | 1.3 |
| 6 | | 0.0 | 1.1 | 0.1 | | 0.0 | 1.8 | 0.3 |

| |
|---------------|
| X >= 100 |
| 50 <= X < 100 |
| 20 <= X < 50 |
| 5 <= X < 20 |
| X < 5 |

Le groupement des résultats par type trophique et par zone (Fig. 6 et Fig. 7) met en évidence les éléments suivants :

- Pour une grande majorité des zones, les concentrations observées sont toujours très faibles, avoisinant le seuil de détection.
- Les zones présentant des valeurs significatives (Z 01, Z 02, Z 07 et dans une moindre mesure les zones Z 03 et Z 08) sont en général des zones très côtières, situées au pied des bassins versants contaminés. Les zones présentant les valeurs les plus élevées correspondent à des sites de mode calme, présentant des fonds sédimentaires vaseux.
- Les valeurs les plus fortes sont observées le plus fréquemment chez les détritivores/dépositivores (groupe 2-DN de la présente analyse) capturés dans les zones les plus contaminées évoquées ci-dessus. Mais on trouve aussi des valeurs élevées, en général isolées, dans les groupes trophiques de rang plus élevé (carnivores).
- Le groupe trophique de niveau le plus bas (niveau 2) hors détritivores, présente régulièrement des valeurs de contamination faibles.

Globalement, ces résultats paraissent confirmer l'hypothèse de deux voies de contamination des espèces marines :

- une voie ‘directe’ concernant les espèces/individus immédiatement en contact avec les flux terrigènes contaminés ; cette voie qui concerne essentiellement des espèces détritivores benthiques vivant en zones littorales contaminées peut induire chez ces espèces des concentrations en chlordécone élevées,
- une voie de contamination ‘indirecte’ à travers les réseaux trophiques plus longs (carnivores de niveau trophique élevé).

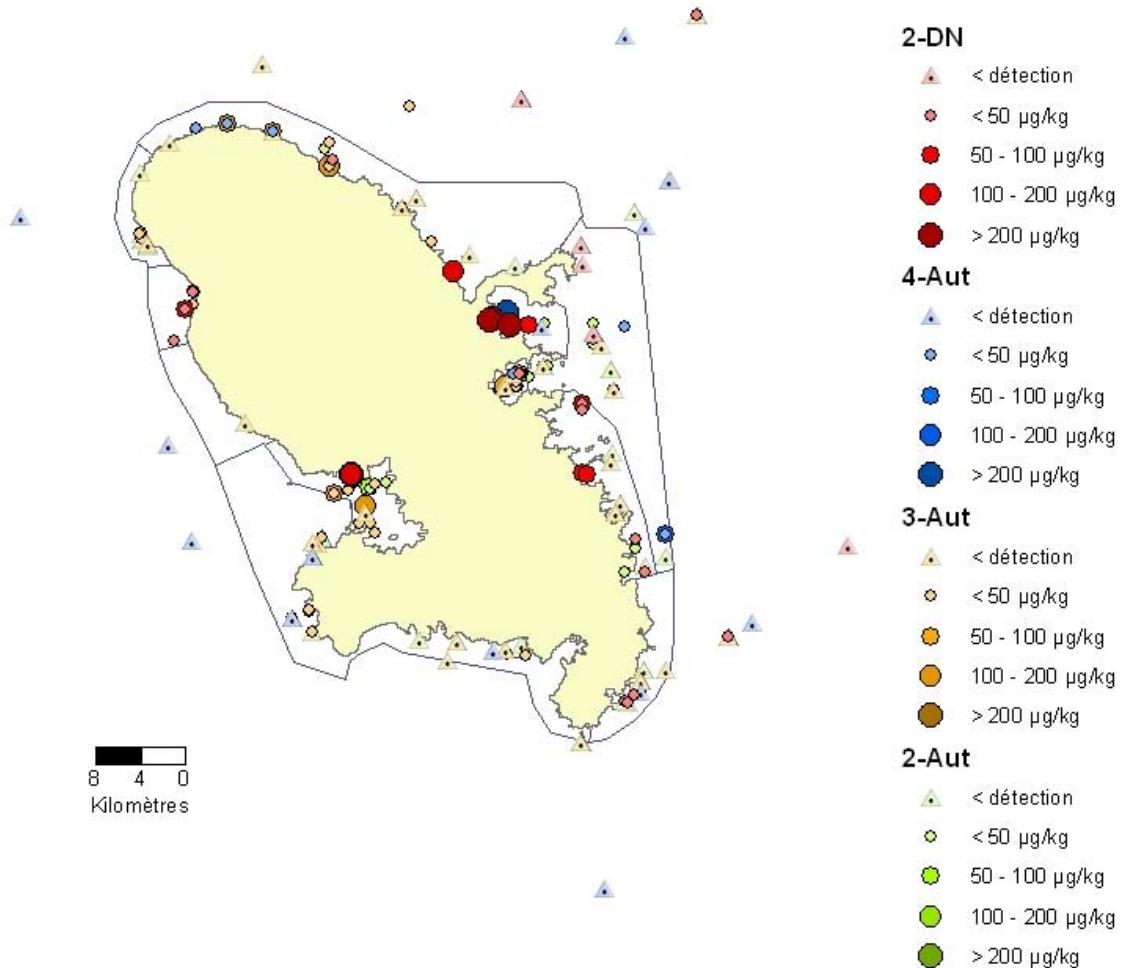
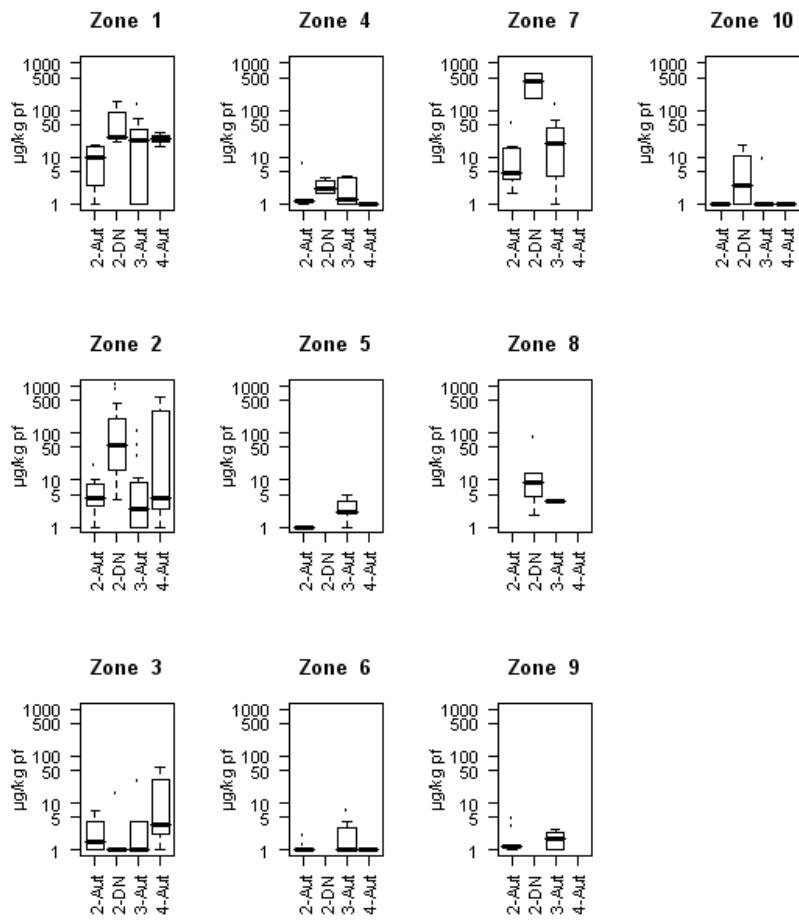


Fig. 6. Distribution de la concentration en chlordécone des 232 échantillons des deux campagnes de Martinique, par type trophique.



Echelle Log, données transformées en ‘n + 1’

Médiane, 1^{er} et dernier quartiles, dispersion : 1,5 fois l'espace interquartile, plus outliers

Fig. 7. Distribution de la concentration en chlordécone dans les échantillons de Martinique par type trophique et par zone.

1.4.2.2 Contamination par la chlordécone espèce par espèce

Cette partie présente les résultats obtenus espèce par espèce pour les principales espèces échantillonnées autour de la Martinique. Les espèces sont présentées par ordre alphabétique dans chaque groupe trophique (niveau trophique croissant et les deux classes de régime alimentaire : autres que détritivores, puis détritivores).

Huître plate de palétuvier *Isognomon alatus*

L'huître plate de palétuvier *Isognomon alatus* est un mollusque bivalve très côtier qui vit notamment sur les racines de palétuviers en bordure de mangrove. C'est un filtreur se nourrissant de plancton. Contrairement à l'huître creuse des Caraïbes *Crassostrea rhizophorae*, moins fréquente autour de la Martinique, l'espèce n'est pas directement consommée. Comme elle peut toutefois fournir un bon indice de contamination du milieu littoral, elle a été retenue comme espèce de référence pour le Réseau national d'observation (RNO), puis pour le Réseau d'observation de la contamination chimique (Rocch) implanté depuis 2009 en Martinique à la suite du RNO (sous maîtrise d'ouvrage de l'ODE de Martinique).

Seulement trois échantillons d'huître plate des palétuviers ont été analysés, tous issus de prélèvements effectués en zones potentiellement contaminées. Ces trois échantillons ont présenté une concentration en chlordécone faible : moins de 2 µg/kg p.f. pour les deux échantillons provenant de la côte atlantique (Z 02) et 12,4 µg/kg p.f. pour un échantillon prélevé dans la baie de Fort-de-France (Z 07).

Oursin blanc *Tripneustes ventricosus*

A la Martinique, lorsque sa pêche est autorisée l'oursin blanc est capturé essentiellement sur les herbiers du sud et de l'est de l'île jusqu'à une dizaine de mètres de profondeur (Daniel 2003). L'oursin blanc est omnivore, son alimentation dépendant des conditions environnementales. Son régime

alimentaire comprend des algues, des herbes aquatiques, des végétaux et de petits organismes (Warlick 2001).

Quatre des huit échantillons d'oursin blanc analysés proviennent de zones potentiellement contaminées. Tous les résultats donnent des concentrations en chlordécone inférieures à 5 µg/kg p.f., suggérant une faible contamination pour ces animaux vivant de préférence sur des fonds de type sableux, donc hors des zones de dépôts terrigènes directs.

Perroquet queue rouge *Sparisoma chrysopterum*

Espèce inféodée aux récifs coralliens et aux herbiers, le perroquet queue rouge *Sparisoma chrysopterum* se nourrit d'algues benthiques et de plantes d'herbiers (Froese & Pauly 2002) en arrachant de gros morceaux de végétal, contrairement à la majorité des espèces de *Scarus* qui s'alimentent plutôt par de rapides séries de pincements sur les plantes (Carpenter 2002).

La contamination du perroquet queue rouge reste très faible, même dans les zones contaminées. Sur les onze échantillons en zones contaminées, un seul dépasse 20 µg/kg p.f. (50,5 µg/kg p.f.). Même dans ces zones, les valeurs sont en général inférieures à 10 µg/kg p.f., suggérant la faible contamination de cet herbivore strict préférant les eaux claires à l'écart des apports des cours d'eau.

Strombe rosé *Strombus gigas*

Le strombe rosé *Strombus gigas* vit sur des substrats sableux suffisamment stables pour permettre le développement d'algues et de plantes marines, le plus souvent entre les eaux très littorales et les fonds de 40 m. Adulte, le strombe rosé est un herbivore qui peut se nourrir d'algues et de phanérogames marines. Il peut ingérer une quantité importante de sable lorsqu'il se nourrit d'algues filamenteuses (Brownell & Stevely 1981).

L'exploitation du strombe rosé (*lambi*) est concentrée sur les façades est et sud de la Martinique. En zone côtière (fonds inférieurs à 15 mètres), ce sont essentiellement des juvéniles qui sont observés, alors que les adultes sont plutôt rencontrés sur les fonds de 25 à 40 mètres (Gobert & Reynal 2002). Depuis la réglementation en 1999¹, on note un développement d'une pêche plus profonde au filet pour cette espèce.

Les quatre échantillons de strombe rosé analysés correspondent essentiellement à de gros individus, sur des zones potentiellement faiblement contaminées (Z 03, 04 et 10). Ils donnent tous des valeurs sous le seuil de détection.

Crabe draguenelle *Callinectes larvatus*

Il existe une grande diversité d'espèces de crabes côtiers autour des Antilles. Chez les *Portunidae*, famille à laquelle appartient le genre *Callinectes*, sept espèces d'intérêt halieutique sont répertoriées (Carpenter 2002). Il s'agit en général d'espèces très littorales souvent tolérantes à la dessalure des eaux. Certaines de ces espèces sont sédentaires de la zone littorale (e.g. *Callinectes larvatus*), d'autres peuvent effectuer des déplacements vers de plus grandes profondeurs (e.g. *Callinectes sapidus* qui a été rencontrée jusque sur des fonds de 90 mètres).

Parmi tous les échantillons analysés pour la présente étude, ce sont les deux échantillons de crabe draguenelle (souvent appelé crabe cyrique par extension à l'ensemble des *Portunidae*, l'appellation crabe cyrique faisant en principe référence à la seule espèce *Arenaeus cribrarius*) qui ont fourni les valeurs les plus élevées (872 et 1056 µg/kg p.f.). Tous les deux ont été prélevés dans la baie du Galion. Un autre échantillon de *Callinectes* (espèce non identifiée, probablement un mélange d'espèces) provenant du même secteur a donné une valeur de 54 µg/kg p.f.

Ces résultats confirment l'importance de la contamination chez les espèces en contact direct avec les sédiments vaseux très côtiers, l'espèce *Callinectes larvatus* y étant sédentaire. La valeur la plus élevée (1056 µg/kg p.f.) est issue d'un échantillon constitué à partir d'un seul individu. Elle est proche du résultat obtenu également à partir d'un échantillon constitué à partir d'une seule langouste *Panulirus argus* en baie du Robert en 2007 (Abarnou & Bocquené soumis en 2008). Mais, alors que les quatre autres échantillons de langouste prélevés en baie du Robert en 2007, tous également constitués à partir d'un seul individu, présentaient des valeurs beaucoup plus faibles (entre 7,9 et 102 µg/kg p.f.), le deuxième échantillon de *Callinectes larvatus* de la baie du Galion en 2008 (872 µg/kg p.f.), constitué de six individus, suggère que, dans cette zone, la contamination des crabes pourrait être plus systématique. A

¹ Arrêté préfectoral n° 99.4296 du 29/12/1999

la précision de l'étude, il n'est toutefois pas possible d'identifier une éventuelle corrélation entre la géographie des dépôts terrigènes et la contamination individuelle des animaux marins.

Crevette café *Farfantepenaeus subtilis*

La crevette café *Farfantepenaeus subtilis* vit dans les eaux côtières, de la ligne de côte jusque sur des fonds de 90 mètres, et occasionnellement dans des eaux plus profondes jusqu'à 190 mètres. Elle est surtout rencontrée sur les vases molles ou dures, éventuellement mélangées avec des fragments coquilliers. Les adultes sont rencontrés dans les eaux marines tandis que les juvéniles se trouvent dans les eaux estuariennes et marines, occasionnellement dans les eaux hypersalées.

Dans le seul échantillon de crevette café *Farfantepenaeus subtilis* étudié, une concentration de 445 µg/kg p.f. a été relevée. Cet échantillon a été prélevé en bord de mer au fond de la baie du Galion.

Langoustes *Panulirus argus* et *P. guttatus*

Deux espèces de langoustes ont été échantillonnées, la langouste brésilienne *Panulirus guttatus* et la langouste blanche *Panulirus argus*. Autour de la Martinique, la seconde espèce est de loin la plus abondante. La langouste brésilienne est une espèce très côtière qui vit de préférence dans les zones rocheuses (Carpenter 2002). La langouste blanche *Panulirus argus* est grégaire et migrante. Les stades jeunes se trouvent en zone côtière. Ce sont surtout ces jeunes stades qui sont exploités (Gobert & Reynal 2002). Les individus s'éloignent vers le large en grandissant ; les principales migrations auraient lieu en automne (Carpenter 2002). En zone côtière de Martinique, cette espèce se nourrirait en partie sur des fonds vaseux.

Les deux espèces sont contaminées par la chlordécone. La langouste brésilienne l'est très régulièrement dans les zones où elle a été rencontrée (zones 02 et 03 de la Fig. 3), mais avec des valeurs assez faibles (< 55 µg/kg p.f.). La langouste blanche est apparue très faiblement contaminée dans les zones du large (toujours < 20 µg/kg p.f.). Les concentrations en chlordécone relevées pour cette espèce sont très variables dans les zones côtières les plus contaminées (zones 01, 02 et 07), la plus forte valeur relevée ayant atteint 326 µg/kg p.f. dans un échantillon constitué à partir de trois individus. Il convient de noter qu'une concentration de 1060 µg/kg p.f. a été mesurée sur un individu de langouste blanche prélevé dans la baie du Robert en 2007 (Abarnou & Bocquené soumis en 2008).

Ces résultats montrent :

- Une contamination très typée géographiquement : très côtière, au pied des bassins versants contaminés, sans doute plus forte dans les zones de sédimentation (baies semi-fermées) ; la contamination est plus faible chez les individus capturés plus au large (zone 03 et surtout zone 10) ;
- Dans les zones les plus contaminées, des concentrations plus forte pour la langouste blanche que pour la langouste brésilienne, vraisemblablement liées aux types de fond fréquentés par chacune des deux espèces ;
- L'absence de corrélation apparente entre les niveaux de contamination par la chlordécone et la taille (âge) des individus. S'il existe, un tel phénomène a pu être masqué par la faiblesse de l'échantillonnage et les autres sources de variabilité.

Gorette blanche *Haemulon plumieri*

La gorette blanche *Haemulon plumieri* fréquente le littoral jusqu'aux fonds de 40 m dans une grande diversité de biotopes. Elle se nourrit de petits crustacés, mollusques et poissons (Carpenter 2002).

Sur les huit échantillons de gorette blanche analysés, sept présentent une concentration de chlordécone très faible (en majorité sous le seuil de détection et toujours inférieure à 9 µg/kg p.f.), quelle que soit la zone. Une seule valeur un peu plus élevée (32 µg/kg p.f.) a été relevée dans une zone à risque (Z 02).

Gorette charbonnier *Haemulon carbonarium*

La gorette charbonnier *Haemulon carbonarium* est une espèce côtière vivant dans les zones coralliniennes et les fonds durs jusqu'à 30 mètres (Carpenter 2002), ainsi que dans les mangroves (Froese & Pauly 2002). Elle se nourrit la nuit de crabes, de gastéropodes, d'échinodermes et d'annélides (Froese & Pauly 2002).

Trois échantillons de gorette charbonnier ont été constitués. Tous sont issus de la frange très littorale en zone nord-Atlantique (Z 01). De la chlordécone a été détectée dans les trois échantillons, avec deux valeurs voisines de 20 µg/kg p.f. et une valeur plus élevée (126 µg/kg p.f.) pour un échantillon prélevé en zone littorale le long de la commune du Lorrain (au droit de la ravine Frigère).

Marignon soldat *Holocentrus rufus*

Le marignon soldat *Holocentrus rufus*, appelé localement marignan tèt fé, habite dans les zones de récifs très côtiers, de la surface à 32 m. C'est une espèce nocturne qui se cache le jour dans les anfractuosités. La nuit, il se déplace hors des récifs pour se nourrir sur les fonds sableux et les herbiers, principalement de crabes, de crevettes, de gastéropodes et d'étoiles de mer (Carpenter 2002).

Les dix-neuf échantillons de marignon soldat analysés ont donné des résultats très variables. Des valeurs très faibles ont été relevées dans des zones de contamination faible (Z 04, Z 06 et Z 10) comme dans des zones potentiellement contaminées (Z 01 et 02). Pour d'autres échantillons, des valeurs significatives (entre 3 et 36 µg/kg p.f.) ont été trouvées dans une zone à contamination élevée. La valeur la plus forte (113 µg/kg p.f.) a été trouvée dans une zone en principe moyennement contaminée (Z 03). Cette distribution ne correspondant pas aux schémas précédents décrits de répartition de la contamination dans la faune pourrait illustrer la situation d'une espèce de niveau trophique intermédiaire assez mobile entre sites de contamination différente, à une échelle spatiale non décrite par la présente étude.

Ombrine pétote *Umbrina coroides*

L'ombrine pétote *Umbrina coroides* vit en eau claire dans la zone de ressac des plages sableuses. On la trouve également sur les fonds vaseux des estuaires et quelquefois près des zones de récifs coralliens. Elle se nourrit de petits crustacés expulsés du sable par le ressac (Froese & Pauly 2002).

Les trois échantillons d'ombrine pétote analysés, tous issus de la zone très côtière nord-Atlantique (Z 01, fonds de cinq mètres) présentent des valeurs comprises entre 11 et 47 µg/kg p.f., ce qui est cohérent par rapport au risque que présente la zone vis-à-vis de la chlordécone et au niveau trophique de l'espèce (classe trophique 3).

Sarde queue jaune *Ocyurus chrysurus*

Habitant les eaux côtières des fonds d'un mètre jusqu'à 165 m (le plus couramment moins de 70 m), souvent au voisinage des récifs coralliens, la sarde queue jaune *Ocyurus chrysurus* est généralement observée en bancs bien au dessus du fond (Carpenter 2002). Les juvéniles occupent les eaux côtières à faciès végétal des estuaires et des baies. Ils sont communs dans les herbiers. Les adultes forment généralement des bancs, mais ils sont moins associés aux fonds durs que les autres *Lutjanidae*. Les adultes tendraient à se maintenir dans la même zone une fois établis (Hill 2008). Les adultes ont un régime alimentaire carnivore varié comprenant du plancton et des espèces benthiques incluant des poissons, des crustacés, des vers et des mollusques (Carpenter 2002).

Sur les 17 échantillons étudiés, des valeurs toujours très faibles (< 6 µg/kg p.f. ; 14 échantillons) ont été relevées pour les prélèvements effectués en zones à faible risque de contamination, alors que des valeurs significatives (entre 42 et 132 µg/kg p.f.) apparaissent pour les trois échantillons prélevés en zone à risque de contamination (Z 07).

Ces résultats montrent un contraste très fort de contamination pour cette espèce entre les zones. Ce contraste pourrait s'expliquer par la séentarité des individus adultes. Mais le nombre d'échantillons disponibles est encore trop faible pour permettre d'identifier une éventuelle relation avec la taille des individus composant les échantillons. Dans les zones contaminées, les concentrations en chlordécone de la sarde à queue jaune présentent une valeur intermédiaire dans la gamme observée, cohérente avec le niveau trophique de l'espèce.

Vivaneau gazou *Lutjanus synagris*

Cette espèce peut se rencontrer sur une grande variété de types de fonds, des eaux très côtières jusque sur des fonds de 400 m. Elle vit le plus souvent au voisinage des récifs coralliens et des zones sableuses présentant une couverture végétale. Le vivaneau gazou est un carnivore qui se nourrit essentiellement de poissons, de crustacés, de vers et de mollusques (Carpenter 2002). Ses proies sont en majorité benthiques (Froese & Pauly 2002).

Six échantillons de vivaneau gazou ont été analysés, à partir de trente-deux individus tous prélevés dans des zones potentiellement contaminées (01, 02 et 07). Tous ces échantillons ont présenté une concentration en chlordécone sous le seuil de détection. Ce résultat atypique par rapport à ce que l'on pourrait attendre d'après le régime alimentaire de l'espèce méritera d'être confirmé. En effet, on note que, en Guadeloupe, des valeurs significatives ont été rencontrées pour cette espèce (valeur la plus forte à 133 µg/kg p.f.) dans des zones à risque de contamination.

Barracuda *Sphyraena barracuda*

Le barracuda *Sphyraena barracuda* se rencontre essentiellement dans les eaux de surface ou près de la surface. Les juvéniles se trouvent dans les zones de mangroves, les estuaires ainsi que dans les eaux peu profondes à l'intérieur des barrières corallliennes. Les adultes fréquentent une grande diversité d'habitats, des zones sombres à l'intérieur des ports aux eaux du large. Diurne et solitaire, il peut aussi être trouvé en petites agrégations (Froese & Pauly 2002). Il se nourrit de poissons, de céphalopodes et quelquefois de crevettes.

Les résultats disponibles pour le barracuda *Sphyraena barracuda* étant issus de seulement deux échantillons (non détecté et 2 µg/kg p.f.) ne permettent pas de conclure sur la contamination de ce grand prédateur capable de venir se nourrir très près de la côte.

Coné ouatalibi (mérour) *Cephalopholis fulva*

Le coné ouatalibi (mérour) *Cephalopholis fulva* préfère les récifs coralliens et les fonds rocheux jusqu'aux profondeurs d'environ 40 m. A proximité des récifs, il peut être rencontré dans les eaux claires profondes comme dans les eaux littorales plus limoneuses. Les adultes se nourrissent principalement de petits poissons et de crustacés. On peut les trouver occasionnellement associés avec des murènes pour se nourrir de petits poissons et d'invertébrés normalement inaccessibles et chassés des anfractuosités des récifs par ces espèces (Carpenter 2002).

Les cinq échantillons de cette espèce qui ont été analysés sont tous issus de prélèvements effectués en zones à risque faible, correspondant au milieu normal de vie de l'espèce. Ils présentent tous une concentration en chlordécone inférieure au seuil de détection.

Thazard *Scomberomorus spp.*

Plusieurs espèces de thazard fréquentent les eaux de la Martinique. Animal relativement solitaire, le thazard barré *Scomberomorus cavalla* (quelquefois appelé localement ‘thazard blanc’ en référence à la robe de l'adulte ou ‘thazard tacheté’ pour les jeunes dont les flancs présentent des taches analogues à celles du thazard atlantique *Scomberomorus maculatus*) est souvent rencontré le long de la frange externe des récifs coralliens. Il s'alimente principalement de petits poissons (Carpenter 2002). A la Martinique, il est connu pour faire des incursions alimentaires dans les baies. Le thazard franc *Scomberomorus regalis* abonde particulièrement dans les eaux claires autour des récifs coralliens où il peut y former occasionnellement des bancs. Il est généralement rencontré sur les fonds de un à vingt mètres (Anon. 2008b). Il se nourrit principalement de petits poissons pélagiques et d'invertébrés (Froese & Pauly 2002).

Sur les quatre échantillons de thazard barré *Scomberomorus cavalla*, trois valeurs se trouvaient autour du seuil de détection (< 4 µg/kg p.f.) et une valeur à 58,5 µg/kg p.f. Tous ces échantillons provenaient de poissons prélevés en zone centre-Atlantique. Il convient de noter que chacun de ces quatre échantillons était constitué à partir d'un seul individu.

Une valeur assez élevée a été relevée pour un échantillon de thazard *Scomberomorus sp.* (614 µg/kg p.f.) analysé. Cet échantillon était constitué à partir de trois individus de taille moyenne (longueur fourche entre 34 et 37 cm) prélevés en zone côtière du centre Atlantique dans le fond de la baie du Galion. Ces résultats mettent en évidence une variabilité de contamination au sein de ce genre avec une possibilité de contamination relativement élevée pour les individus susceptibles de séjourner en fond de baie.

Thon noir *Thunnus atlanticus*

Le thon noir est le seul grand poisson pélagique actuellement échantillonné autour de la Martinique. C'est une espèce privilégiant les eaux océaniques mais pouvant s'approcher des côtes. Il préfère les eaux claires à température élevée. C'est un grand migrateur vivant en bancs (ICCAT 2007). Son alimentation consiste principalement en poissons de surface et d'eaux intermédiaires, en calmars et en crustacés de pleine eau (Carpenter 2002).

Les deux échantillons de thon noir étudiés ont donné un résultat sous le seuil de détection. Ce qui est sans surprise pour ce grand poisson pélagique qui se nourrit principalement d'espèces du large. Toutefois, pour ces grands poissons pélagiques à grand rayon d'action, on attend confirmation de la tendance à partir des résultats d'autres échantillons, à constituer.

I.4.2.3 Contamination des poissons d'aquaculture marine

Dans le cadre du programme de surveillance mis en place par la direction générale de l'alimentation (DGAL) au titre du plan d'action Chlordécone, une évaluation de la contamination des animaux élevées

dans les eaux martiniquaises a été réalisée par la DSV de Martinique en 2008. Les prélèvements ont été effectués selon la norme de la DGAL décrite précédemment (chaque échantillon était constitué à partir de fractions aliquotes de chair et de peau de trois individus de même groupe de taille prélevés dans un même lot sur le même site). Comme pour les échantillons de la seconde campagne sur les espèces halieutiques présentées ci-dessus, les analyses ont été effectuées par le Laboratoire départemental de la Sarthe. Au total, 23 échantillons de poissons de pisciculture marine ont été constitués entre juin et décembre 2008 dans les onze établissements en activité au moment de l'enquête (Fig. 8), dont 18 échantillons de loup des caraïbes *Sciaenops ocellatus*, trois de cobia *Rachycentron canadum* et deux de saint-pierre *Oreochromis mossambicus*.

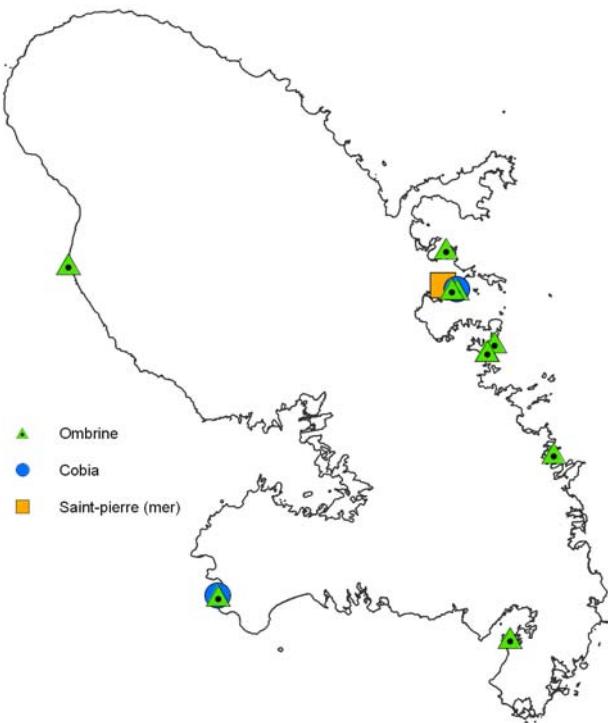


Fig. 8. Répartition des établissements de pisciculture marine de Martinique ayant fait l'objet d'échantillonnages en 2008.

Tous les résultats obtenus se sont avérés sous le seuil de détection, aucun des échantillons ne présentant de signe de contamination quel que soit l'espèce et le site d'élevage. Ces résultats confirment en les systématisant ceux qui avaient été obtenus en 2002 et 2007 sur des animaux issus d'élevage marin en cage (Coat *et al.* 2006; Abarnou & Bocquené soumis en 2008). A noter que les deux échantillons de saint-pierre constitués à partir de prélèvements dans un élevage en baie du Robert en 2008 ont donné une valeur sous le seuil de détection, alors qu'une contamination de cette espèce avait été identifiée en 2002 dans un élevage de la zone nord-Atlantique de Martinique, comme en milieu naturel à l'embouchure de la rivière Lézarde (Coat *et al.* 2006).

1.5 La contamination de la faune halieutique par la chlordécone, évolution et impact halieutique

1.5.1 Evolution de la contamination des milieux et dans la faune halieutique autour de la Martinique

Les connaissances antérieures sur la contamination des sédiments autour de la Martinique sont très ponctuelles. L'intégration des données sur des sédiments côtiers prélevés en 2002 (Bocquené & Franco 2005) et en 2007 (Abarnou & Bocquené soumis en 2008) avec celles de la présente étude (Fig. 9) exemplifie la variabilité de la contamination sur des sites quelquefois très proches à l'embouchure du même cours d'eau. Mais elle ne permet d'identifier aucune tendance d'évolution.

La représentation des données récoltées en 2002 sur les espèces halieutiques (Coat *et al.* 2006) selon le même principe que celle présentée précédemment pour les données de 2008 illustre comment cette première étude avait bien donné les prémisses concernant le risque plus élevé de contamination des espèces détritivores résidant dans les baies (Fig. 10). Ces résultats sont en revanche trop partiels pour

permettre une comparaison de niveau de contamination entre les deux périodes. A noter que les concentrations les plus élevées relevées en 2002 dans la baie de Fort-de-France (Zone 07) portent sur des échantillons de tilapia *Oreochromis mossambicus* prélevés à l'embouchure de la rivière Lézarde.

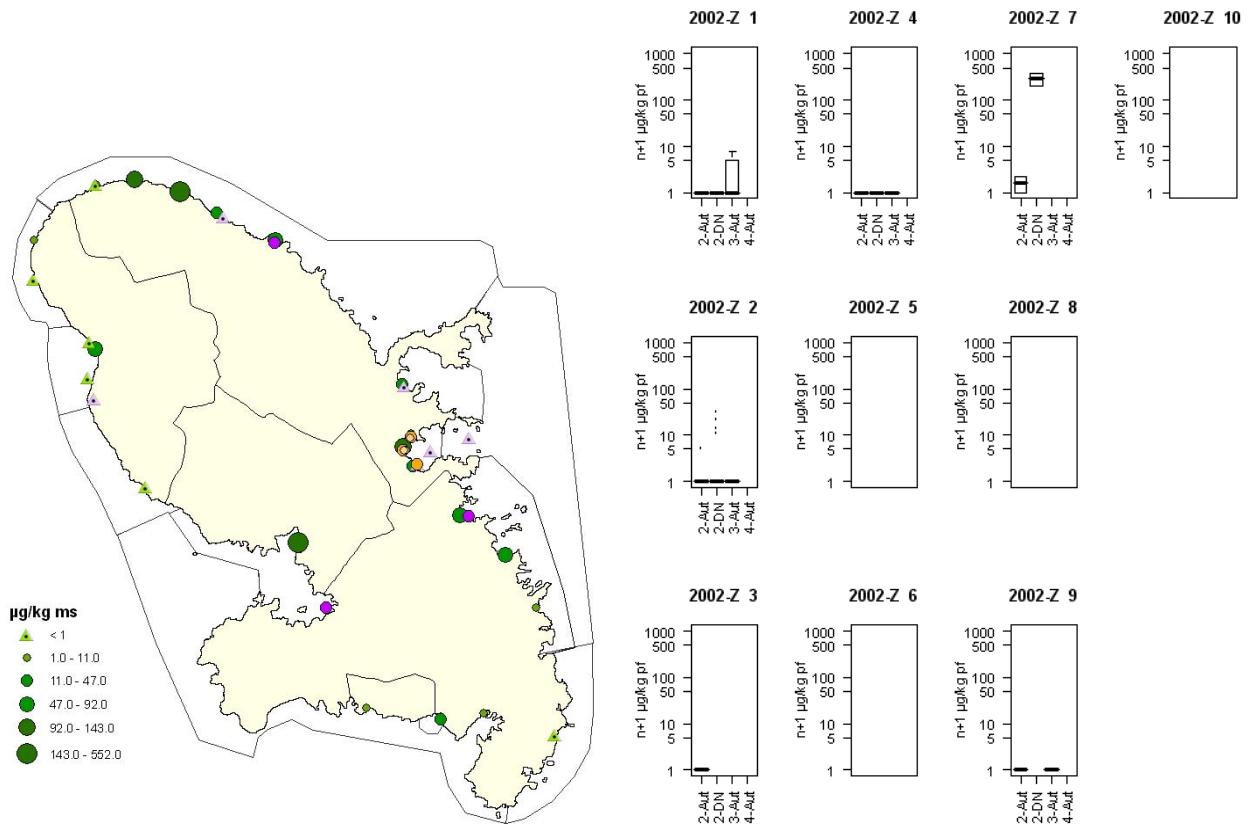


Fig. 9. Concentration en chlordécone dans les sédiments à l'embouchure des cours d'eau de la Martinique de 2002 à 2008 (en violet 2002, en orange 2007 et en vert 2008).

Echelle Log, données transformées en 'n + 1'
Médiane, 1^{er} et dernier quartiles, dispersion : 1,5 fois
l'espace interquartile, plus outliers

Fig. 10. Distribution de la concentration en chlordécone dans les échantillons d'espèces d'intérêt halieutique collectés en 2002, par type trophique et par zone.

1.5.2 Relations entre contamination des espèces halieutiques et exploitation par la pêche

Une fois identifiées les caractéristiques majeures de la contamination par la chlordécone des espèces d'intérêt halieutique autour de la Martinique, ce chapitre s'attache à apprécier la place des espèces concernées dans la production halieutique martiniquaise.

1.5.2.1 Rappel des principales caractéristiques de la production halieutique martiniquaise

Les informations sur la production halieutique présentées dans cette partie se réfèrent à la dernière grande enquête dont les données sont disponibles en attendant les résultats des travaux en cours menés dans le cadre du projet pilote de système d'informations halieutiques mis en œuvre par l'Ifremer et dont les résultats sont attendus fin 2009 (Reynal *et al.* 2008). Cette enquête a été menée pendant un an de janvier 1987 à février 1988 (Gobert 1989). Si les données ne sont pas actualisées, elles sont quand même susceptibles de fournir des tendances utiles pour apprécier les grandes caractéristiques de la pêche côtière martiniquaise, toujours portée par les mêmes grandes pratiques. En effet, la comparaison de l'activité des flottilles de pêche de la Martinique entre 1987 (Gobert 1989) et 2006 (SIH 2008a) montre que la répartition de l'activité de pêche entre les différents métiers côtiers est restée sensiblement identique (Fig. 11), centrée sur la pêche à la nasse et sur les métiers visant la capture des poissons pélagiques. Les principales différences portent sur la palangre (relativement plus importante en 2006) et la traîne côtière (relativement moins importante en 2006). Le métier de la palangre cible des espèces de fond (sardines, requins, serranidés, etc.) et est pratiqué sur des fonds relativement profonds (en général supérieurs à 80 m) (Gobert 1989). La pêche à la traîne côtière cible la partie la plus côtière des pêcheries de grands poissons pélagiques (Gobert 1989). Ces deux pêcheries concernent majoritairement des espèces vivant hors du champ de détection de la chlordécone dans la faune halieutique. On doit également noter

l'augmentation de la part relative de l'activité de pêche au filet maillant de fond en 2006 par rapport à 1987, les cibles de ce métier incluant largement des espèces très côtières susceptibles de contamination par la chlordécone.

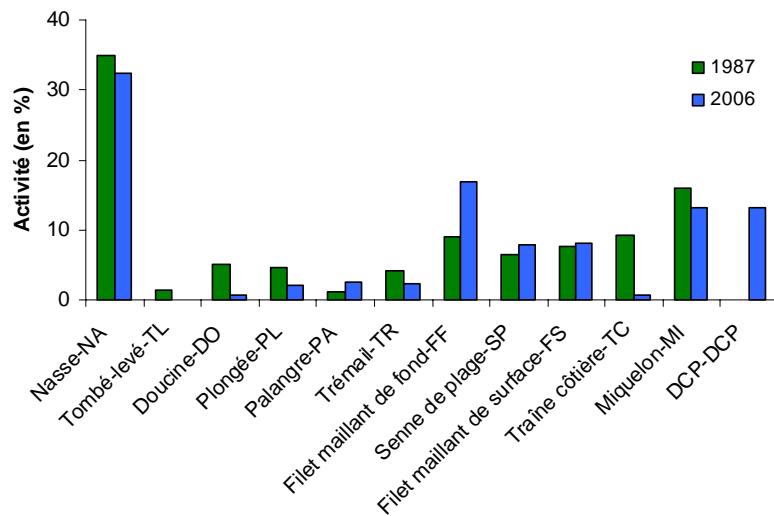


Fig. 11. Taux d'activité par métier de la flottille de pêche martiniquaise en 1987 et en 2006 (d'après Gobert 1989; SIH 2008a).

En 1987, la production annuelle de la pêche maritime autour de la Martinique avait été estimée à environ 3300 tonnes (Gobert 1989). Il faut noter que cette production de 1987 est inférieure aux estimations réalisées pour des années ultérieures : 6304 t pour 1991 (Anon. 1992), 4553 t pour 1992 (Anon. 1993), 5850 t pour 1993 (Anon. 1994) et jusqu'à 8143 t et 10461 t pour les années 2007-2008 et 2008-2009 respectivement (Linise 2009). Mais en dépit des écarts importants de production globale, la composition relative des débarquements apparaît assez stable, en cohérence avec la répartition de l'activité entre les différents métiers évoquée précédemment (Fig. 11). Ainsi, entre les deux périodes 1987 et 2007-2009, les poissons de nasse représentent toujours 25-32 % des débarquements totaux, les poissons pélagiques aux hameçons (traîne, miquelon et DCP) entre 39 et 55 % des prises, alors que la pêche sur DCP a remplacé la pêche « à miquelon » (Fig. 12). Viennent ensuite les productions des sennes de plage et des filets maillants des surface (entre 5 et 14 % de la production totale, sans tendance), la part des autres métiers étant plus modeste, avec une tendance à la diminution de leur contribution relative aux apports entre 1987 et 2007-2009.

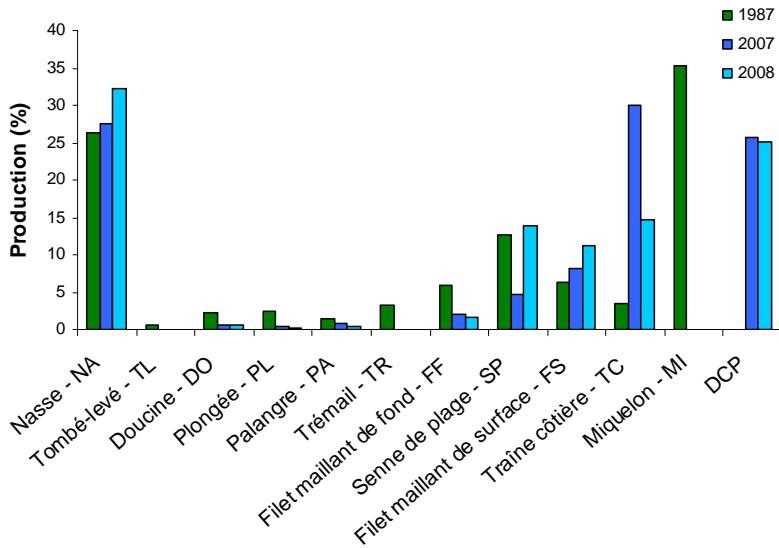


Fig. 12. Répartition de la production entre les différents métiers pratiqués en Martinique en 1987 (d'après Gobert 1989) et pendant la période 2007-2009 (d'après Linise 2009).

En attendant les données du Système d'information halieutique, prévues pour fin 2009, les seules données détaillées de production actuellement disponibles sont celles de 1987. Compte tenu de la stabilité des indicateurs globaux d'activité et de production présentés précédemment, il est considéré que ces données de 1987 constituent toujours le meilleur proxy accessible de description de la pêche actuelle. La production se répartit entre environ 180 espèces dont les apports regroupés selon les principaux groupes faunistiques retenus pour cette étude sont présentés ci-dessous (Tabl. 9) (données 1987). La liste des six premières espèces démersales et pélagiques côtières (c'est-à-dire hors les grands poissons pélagiques) a été donnée précédemment (Tabl. 9).

Tabl. 9. Importance relative des groupes d'espèces commerciaux dans la production de la pêche martiniquaise de 1987 (d'après Gobert 1989).

| Appellation* vernaculaire | Groupe systématique | % | Appellation* vernaculaire | Groupe systématique | % |
|---------------------------|--|------|---------------------------|---|-----|
| Volants | <i>Exocetidae</i> | 10.5 | Tcha-tchas | <i>Decapterus punctatus</i> | 1.8 |
| Thons | <i>Thunnus, Katsuwonus</i> | 10.1 | Barbarins | <i>Mullidae</i> | 1.7 |
| Sardes | <i>Lutjanidae, Sparide,</i> <i>Haemulidae</i> | 7.9 | Chirurgiens | <i>Acanthuridae</i> | 1.6 |
| Dorades | <i>Coryphaenidae</i> | 7.0 | Pisquettes | <i>Clupeidae (pro parte),</i> <i>Engraulidae</i> | 1.6 |
| Divers | | 5.6 | Requins | <i>Hexanchidae,</i> <i>Charcharhinidae,...</i> | 1.4 |
| Carpes | <i>Scaridae</i> | 5.3 | Bécunes | <i>Sphyraenidae</i> | 1.2 |
| Balaous | <i>Hemiramphidae</i> | 4.8 | Mulets | <i>Mugilidae</i> | 1.0 |
| Thazardes | <i>Acanthocybium,</i> <i>Scomberomorus</i> | 4.4 | Chatrous | <i>Octopus</i> | 0.9 |
| Serranides | <i>Serranidae</i> | 3.8 | Orphies | <i>Belonidae</i> | 0.9 |
| Sardes | <i>Lutjanidae</i> | 3.6 | Juifs | <i>Priacanthidae</i> | 0.8 |
| Sardes | <i>Haemulidae</i> | 3.4 | Lambis | <i>Strombus gigas</i> | 0.8 |
| Marignans | <i>Holocentridae</i> | 3.3 | Crabes | <i>Crustacea</i> | 0.7 |
| Coulirous | <i>Selar crumenophthalmus</i> | 2.7 | Oursin | <i>Tripneustes ventricosus</i> | 0.6 |
| Langoustes | <i>Palinuridae</i> | 2.7 | Sardines | <i>Clupeidae (pro parte)</i> | 0.4 |
| Bonites | <i>Euthynnus, Sarda, Auxis</i> | 2.5 | Tortues | <i>Chelonidae</i> | 0.3 |
| Carangues | <i>Carangidae sauf</i> <i>Decapterus, Selar</i> | 2.1 | Harengs | <i>Opisthonema oglinum</i> | 0.3 |
| Maquereaux | <i>Decapterus macarellus</i> | 1.9 | Brochets | <i>Centropomidae</i> | 0.1 |
| Murènes | <i>Muraenidae, Congridae</i> | 1.8 | Poules | <i>Dactylopteridae</i> | 0.1 |

* Appellations selon Gobert (1989)

Des trois grands types d'espèces halieutiques définis par Gobert (1989) pour caractériser la pêche de la Martinique, seuls les deux premiers : espèces démersales (40 % des débarquements en 1987) et poissons pélagiques côtiers (20 % des débarquements en 1987) apparaissent potentiellement concernés par la contamination par la chlordécone. En effet, aucun échantillon du groupe constitué par les espèces

pélagiques du large (40 % des débarquements en 1987) n'a présenté de trace de contamination, tant au large de la Martinique que de la Guadeloupe, à part un résultat atypique qui nécessitera confirmation pour un échantillon de dorade coryphène (cf. résultats pour la Guadeloupe).

Dans la production de 1987 (T), la part des animaux démersaux capturés dans les eaux côtières autour de la Martinique avait été estimée à environ 1200 tonnes (Gobert 1989). Une décomposition de ces apports d'animaux démersaux selon les types trophiques retenus pour la présente étude (Fig. 13) (voir en Annexe 2 la liste des espèces par type trophique) montre que le groupe le plus sensible à la contamination, les détritivores (2-DN sur la Fig. 13), représentait environ 8 % de cette production d'animaux démersaux. Le groupe le moins sensible, les herbivores (2-Aut sur la Fig. 13) constituait 24 % de ces apports, le reste de la production étant constitué par les espèces carnivores de différents groupes trophiques identifiés comme susceptibles d'être contaminés à des niveaux très variables en zone côtière.

La production de la pêche martiniquaise est répartie de façon hétérogène autour de l'île. Les apports les plus importants proviennent des ports de la façade centre et sud Atlantique, des Anses d'Arlet (sud Caraïbe), de Fort-de-France (centre Caraïbe) et dans une moindre mesure du Prêcheur (nord Caraïbe). Dans ces ports, les modes de pêche principaux sont la pêche à la nasse et la pêche « à miquelon » (Fig. 14 gauche). Dans les ports de la façade centre et sud Atlantique, ce sont les ressources côtières démersales qui représentent la plus grande partie des débarquements, alors que les poissons pélagiques (petits et grands) prédominent dans la production des autres ports, la proportion de grands poissons pélagiques étant la plus élevée dans les débarquements des ports de la zone centre Caraïbe (Fig. 14 droite).

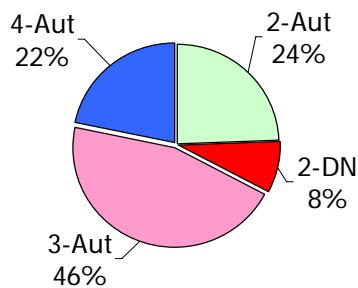


Fig. 13. Répartition de la production martiniquaise de pêche des espèces côtières démersales de 1987 par type trophique (d'après Gobert 1991b, a). Définition des codes de type trophique dans le Tabl. 4, les types trophiques de chaque espèce exploitée ayant été établis selon la méthode présentée précédemment.

Pour l'année 1987, la production totale en langoustes sur le plateau insulaire martiniquais avait été estimée à 96,6 tonnes (Gobert 1991a), la majorité des prises se partageant entre les deux espèces *Panulirus argus* (69,5 % des prises, essentiellement à la nasse) et *P. guttatus* (30,0 % des prises, essentiellement au trémail). L'exploitation des langoustes s'effectue en très grande partie le long de la côte est de l'île (Gobert & Reynal 2002). Ainsi, les 67,1 tonnes de production de *P. argus* en 1987 se répartissaient essentiellement dans la partie externe de la zone sud Atlantique (27,0 t), dans la partie interne de cette zone (13,4 t) et dans la zone nord Atlantique (11,5 t). La production de *P. guttatus* (29,0 t) était issue en majorité de la partie interne de la zone sud Atlantique (10,1 t), la majorité du reste de la production se partageant à peu près également entre les zones du canal de Sainte-Lucie, du nord Atlantique et de la partie externe de la zone sud Atlantique.

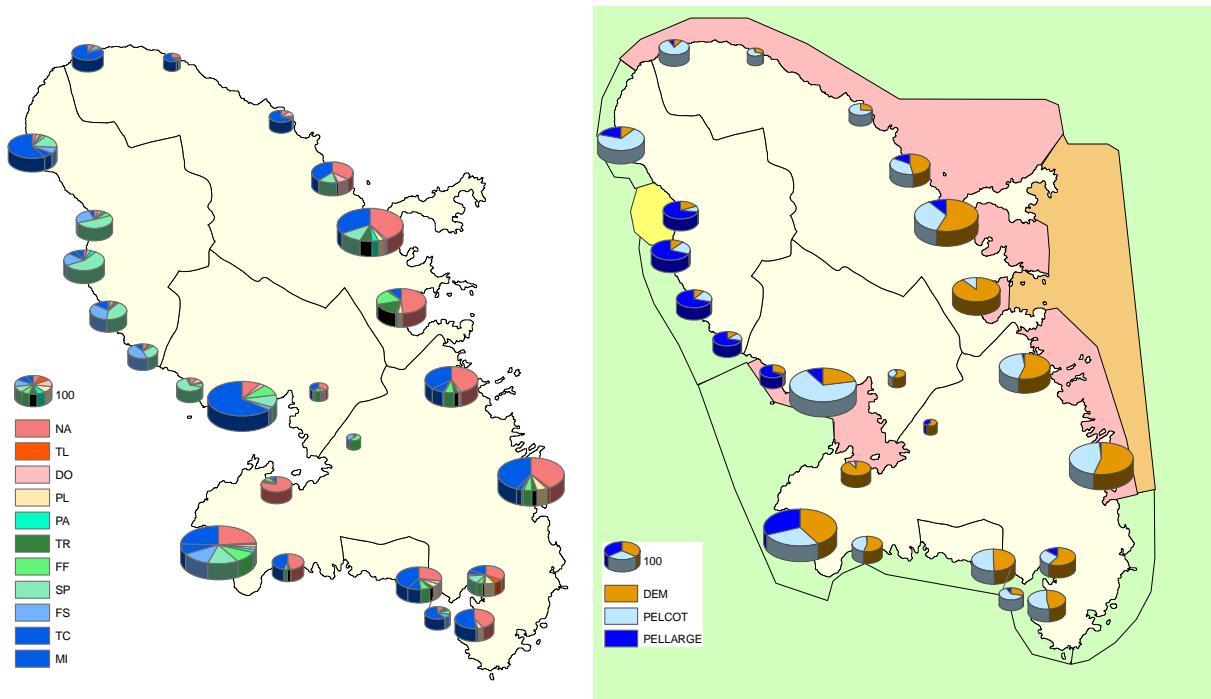


Fig. 14. Répartition de l'activité de pêche autour de la Martinique par commune d'origine des bateaux (données 1987 ; à gauche par type d'engin, légende des codes d'engin en Fig. 11 ; à droite par type de ressource exploitée, avec DEM : démersaux, PELCOT : pélagiques côtiers, PELLARGE : pélagiques du large) (d'après Gobert 1989). La couleur de fond rappelle les tendances de contamination relevées par zone dans les échantillons (vert : faible à nul, jaune-orange : situation intermédiaire, rose : zones à risque le plus élevé).

1.5.2.2 Risques de contamination de la production halieutique

Le croisement des données recueillies dans le cadre de la présente étude et des connaissances disponibles sur la production de la pêche en Martinique permettent d'identifier quelques caractéristiques majeures du risque de contamination par la chlordécone de la production halieutique de la Martinique.

Par leur position hors des zones à risque et par la nature de leur prises, les productions des ports de la zone centre Caraïbe apparaissent globalement préservées du risque de contamination par la chlordécone. À l'opposé, les zones de la façade centre Atlantique et de la baie de Fort-de-France cumulent une prévalence de risque de contamination d'espèces halieutiques et un ciblage des prises sur des espèces susceptibles de présenter ce risque. Evidemment, même dans ces zones la situation est variée, la contamination n'y atteignant qu'une fraction des espèces et des zones concernées par la pêche. Ainsi, pour les espèces halieutiques susceptibles d'une contamination directement en lien avec les embouchures des cours d'eau situées au pied des bassins versants contaminés (notamment espèces détritivores/dépositivores), ce seront les pêches réalisées sur les zones de dépôts terrigènes au plus proche de ces embouchures qui présenteront le risque potentiel le plus élevé. Selon ce schéma, la situation en baie relativement fermée, en favorisant le processus de dépôt particulaire, constitue un facteur aggravant du risque. Pour les pêcheries ciblant des espèces carnivores susceptibles d'être contaminées à travers les réseaux trophiques marins, le risque apparaît plus composite en raison de la variabilité de la contamination selon les espèces et de la possibilité d'une plus grande diffusion spatiale en liaison avec la mobilité des individus. Les valeurs de contamination relevées y sont aussi apparues globalement plus faibles.

[II] Caractérisation de la contamination de la faune halieutique par la chlordécone autour de la Guadeloupe

Situé dans les petites Antilles, à 140 km au nord de la Martinique, l'archipel de la Guadeloupe comprend deux îles principales (entre 15° 57' et 16° 31' nord, et entre 61° 10' et 61° 48' ouest) séparées par un étroit bras de mer : Grande-Terre (590 km²) où se situe la capitale économique, Pointe-à-Pitre, et la Basse-Terre (848 km²) où se trouve la ville de Basse-Terre, chef lieu administratif du département. L'archipel compte également quatre ensembles d'îles : (i) l'archipel des Saintes, 14 km², au sud de la Basse-Terre, composé des îles de Terre-de-Haut et de Terre-de-Bas, (ii) la Désirade, 22 km², à l'est de la Grande-Terre, (iii) Marie-Galante, 158 km², au sud de la Grande-Terre, et (iv) les « îles du Nord », Saint-Martin, 56 km², et Saint-Barthélemy, 21 km², qui se trouvent à près de 200 km au nord de la Guadeloupe (Les données générales sur la Guadeloupe sont extraites de Iedom 2007).

La Basse-Terre et les Saintes sont issues de formations d'une chaîne volcanique récente qui culmine à la Soufrière (1 467 mètres) alors que les autres îles de l'archipel sont d'origine corallienne.

Comme la Martinique, la Guadeloupe bénéficie d'un climat de type tropical tempéré par les alizés orientés vers l'est par l'anticyclone des Açores selon la saison. Il y a deux saisons dont les transitions sont plus ou moins marquées : (i) une saison sèche appelée carême de décembre à mai durant laquelle les averses sont peu fréquentes, les températures agréables et les alizés généralement bien établis, et (ii) une saison plus humide appelée hivernage de juillet à octobre, accompagnée de période de pluies fréquentes et intenses au cours de laquelle se forment souvent des dépressions tropicales et phénomènes cycloniques.

Entre 1961 et 1978, 1 250 producteurs de banane exploitant 8 500 hectares étaient recensés. Au cours de ces deux décennies, la filière s'était inscrite au rang de première source de recettes à l'exportation de la Guadeloupe avec des expéditions de banane pouvant atteindre jusqu'à 136 000 tonnes par an. Entre 1989 et 2005, la Guadeloupe a enregistré une réduction de 24,0 % de sa surface agricole totale en raison, principalement, du lent déclin des filières banane et canne dont les surfaces d'exploitation ont diminué de respectivement 70,1 % et 18,6 % pendant cette période. L'évolution s'est accélérée sur ces cinq dernières années avec une baisse de respectivement 56,3 % et 3,2 % de la surface de ces filières. A fin 2005, la surface agricole totale couvrait ainsi 35 530 hectares soit 20,9 % de la superficie totale de la Guadeloupe (27,4 % en 1989 et 24,3 % en 2000). En 2006 la banane, qui représentait 17,9 % des exportations en valeur et 31,7 % en volume, constituait le second produit à l'exportation du département derrière le sucre. Les 44 520 tonnes de bananes exportées par la Guadeloupe vers l'hexagone en 2006 représentaient environ le cinquième des exportations de banane de la Martinique.

Sur cette longue période, la structure des productions végétales et animales a relativement peu évolué. Ces filières représenteraient en effet respectivement 81,7 % et 18,3 % de la production totale en 2005 contre respectivement 79,0 % et 21,0 % en 1989. Cette relative stabilité masque cependant des évolutions importantes. La banane, la canne à sucre et les légumes, principales productions végétales ne contribuent en effet plus que pour 54,2 % à la production agricole en 2005 contre 73,7 % en 1989, en raison de la chute des productions de respectivement 38,0 % et 13,7 % et de la réduction de leur SAU de respectivement 70,1 % et 18,6 % sur la période. A l'inverse, la part du poste « divers » a quasiment été multipliée par 8 avec le développement des cultures florales. L'ensemble des cultures vivrières, maraîchères et florales (hors banane et canne à sucre) couvrait une superficie de 3 509 hectares en 2005, soit 18,2 % de la Superficie agricole utilisée (SAU).

Comme en Martinique, la chlordécone a été utilisée comme pesticide de 1972 à 1993 dans les bananeraies de la Guadeloupe. De plus, la molécule aurait également pu être épandue, plus ponctuellement, sur certaines cultures maraîchères (Suprayen, comm. pers.).

En 2006, la flotte de pêche du quartier maritime de Guadeloupe était constituée de 849 navires armés par 1557 marins, essentiellement des unités de longueur inférieure à 9 mètres (SIH 2008b). 93 % de ces navires exerçaient leur activité plus ou moins régulièrement en zone côtière. Les principales méthodes de pêche mises en œuvre par les flottilles sont la nasse (27,4 % du temps d'activité), la pêche des poissons pélagiques sur dispositifs de concentration de poissons (DCP ; 17,8 % du temps d'activité), la ligne traînante (11,3 % du temps d'activité) et la pêche aux filets maillants fixes (10,6 % du temps d'activité) (SIH 2008b).

La production de la pêche guadeloupéenne est estimée à 10 000 tonnes (5 000 tonnes de poissons démersaux, 3 800 tonnes de grands pélagiques, 600 tonnes de petits pélagiques côtiers et 670 tonnes de

mollusques et crustacés). La consommation locale en produits de la mer s'élèverait à environ 16 500 tonnes en 2006 dont près de 40 % seraient satisfaits par les importations (Iedom 2007).

Concernant les pêches exercées sur le plateau insulaire, une information sur les captures des nasses et filets maillants fixes est disponible à partir des premières enquêtes réalisées pendant 9,5 mois, de juillet 2007 à avril 2008 dans le cadre du SIH de l'Ifremer (Angin 2008). Ces enquêtes mettent en évidence les traits suivants (Angin 2008). Les pêches à la nasse peuvent être décomposées en trois sous-ensembles : la pêche en zone peu profonde dont les apports sont constitués presque exclusivement de diverses espèces de *Scaridae* (appellations courantes : perroquets, carpes, chats), une pêche en eaux profondes dont les captures sont dominées par diverses espèces de *Lutjanidae* (vivaneaux) et un ensemble intermédiaire plus diffus avec une forte proportion de *Scaridae* dans ses captures, mais présentant une plus grande diversité spécifique et dont l'activité se répartit sur une plus grande étendue de profondeur. A partir de cette même étude, les pêches au filet maillant peuvent être réparties également selon trois ensembles proches de ceux décrits précédemment, l'un centré sur les *Scaridae* et fortement lié à l'écosystème récifal de faible profondeur, un second ensemble caractérisé par la grande diversité de ses captures, et enfin un groupe dominé par les *Lutjanidae* des zones plus profondes.

La même étude a également permis de mettre en évidence le fait que certains métiers comme le filet maillant fixe, les filets maillants encerclant à balaou *Hemiramphus balao* et à sardinelle *Sardinella sp.* ainsi que le casier visaient des espèces de niveau trophique bas (inférieur à 3,5) incluant des herbivores et des carnivores de niveau trophique inférieur. A l'opposé, des métiers comme les lignes à main, les palangres, les tramails et le filet maillant encerclant à orphies ciblent plutôt des espèces situées vers le haut des réseaux trophiques. Il faut également noter que l'amplitude des écarts autour d'un niveau trophique moyen varie fortement selon les métiers.

Différentes études sur la contamination des écosystèmes aquatiques par la chlordécone ont été conduites en Guadeloupe, dans les cours d'eau et en mer (Bouchon & Lemoine 2003, 2007; Monti 2007). Toutes ces études ont mis en évidence l'existence d'une contamination de la faune aquatique, particulièrement en eau douce, mais aussi en mer. L'objet de la présente étude était de caractériser la contamination par la chlordécone des espèces d'intérêt halieutique. Elle a été conduite par la DSV de Guadeloupe dans le cadre des plans de contrôle et de surveillance de la direction générale de l'alimentation (DGAL), avec le soutien de la Diren de Guadeloupe et en collaboration avec l'Ifremer (délégation des Antilles). Les opérations de recueil des échantillons ont été réalisées par le bureau d'étude Litt'Océan.

II.1 Hypothèses de voies de contamination de la faune halieutique marine par la chlordécone autour de la Guadeloupe

Pour ce qui concerne la Guadeloupe, deux approches indépendantes ont été mises en œuvre par la DSV pour échantillonner la faune halieutique marine. L'une des ces approches a été définie selon une stratégie analogue à celle développée pour la Martinique. La seconde portait sur des prélèvements réalisés directement sur les marchés. La première approche est présentée ci-dessous. Les résultats de la seconde seront rappelés brièvement en fin de chapitre.

Pour la première approche, comme pour la Martinique, les facteurs susceptibles d'influer sur la contamination potentielle des espèces halieutiques ont été définis selon deux ensembles : les facteurs relatifs au milieu de vie et ceux liés à la biologie et au comportement des espèces.

II.1.1 Hypothèses relatives au milieu de vie des espèces

Une cartographie à partir d'un historique de l'occupation des sols par des bananeraies de 1972 à 1993 a montré que la contamination des sols en Guadeloupe par la chlordécone est centrée sur la zone sud de la Basse-Terre (Fig. 15), un foyer à risque étant également identifié dans la zone du Lamentin, sur un bassin versant du Grand Cul-de-sac marin (Verdol 2007). Le sud de la Basse-Terre est aussi le secteur qui présente la plus forte pluviométrie (Fig. 16) (Diren 2002), et donc les plus forts lessivages de sols.

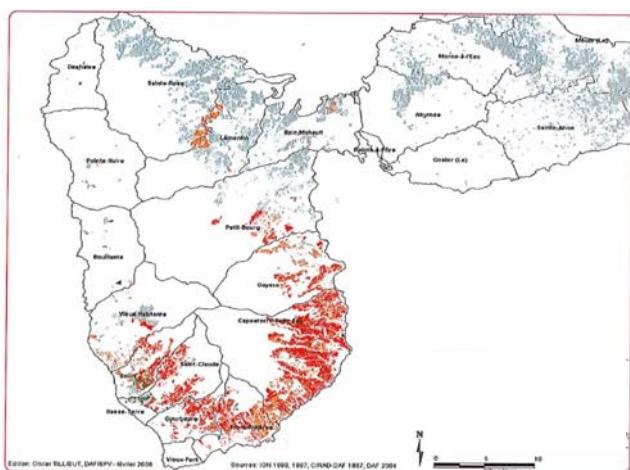


Fig. 15. Contamination potentielle des sols de la Guadeloupe par la chlordécone (Tillieut 2007).
rouge : risque très élevé, orange : risque élevé, vert : risque faible, gris : risque négligeable

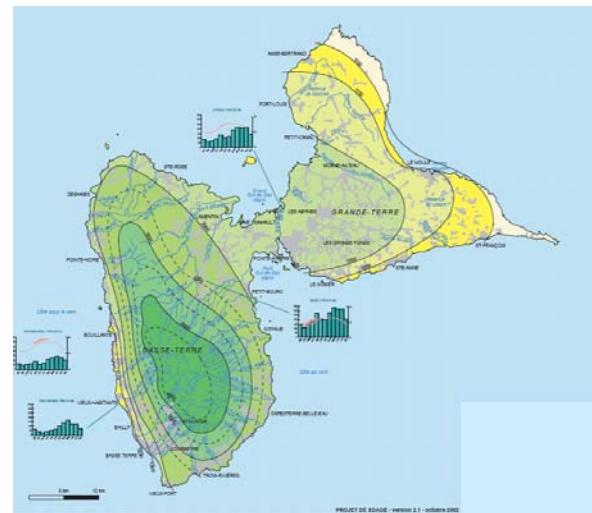


Fig. 16. Pluviométrie moyenne de la Guadeloupe (Diren 2002).
De vert : > 4000 mm à beige : < 1000 mm/an

Ces informations couplées aux limites des bassins versants de Guadeloupe permettent d'identifier des zones littorales à risque potentiel de contamination par la chlordécone. En outre, dans le cadre de la préparation de la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau (DCE), douze masses d'eau côtières ont été identifiées autour de la Guadeloupe (Creocean, 2005) en référence à des critères relatifs à la capacité de renouvellement des eaux (marnage, mélange vertical, courants, vents) et à des critères géomorphologiques (nature des fonds, nature du trait de côte et bathymétrie) recommandés par l'Ifremer (Ifremer 2002). Ces masses d'eau ont été regroupées en six types selon leur position, la nature de leurs fonds et leur exposition (Pareto *et al.* 2007) (Fig. 17).

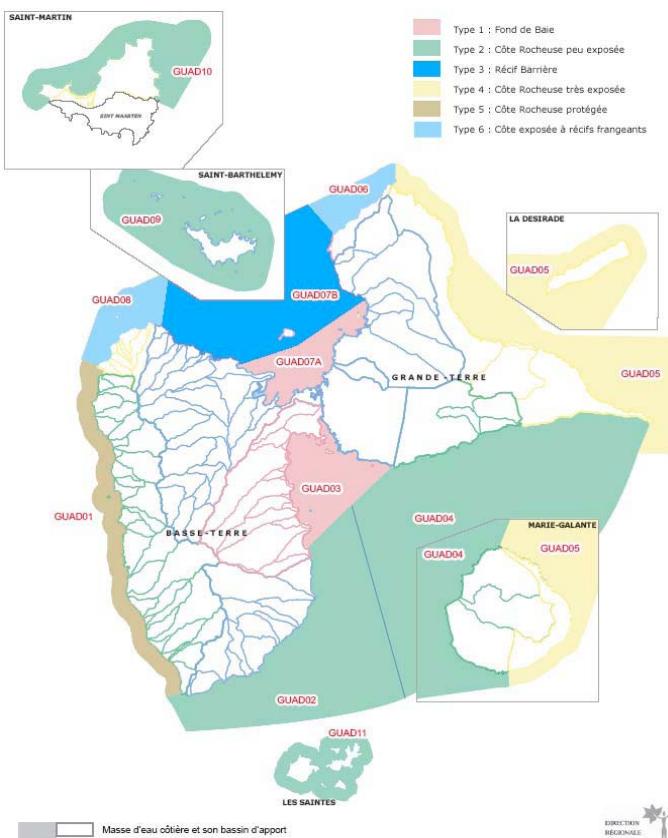


Fig. 17. Typologie des masses d'eau côtières autour de la Guadeloupe (d'après Pareto *et al.* 2007).

Pour la présente étude, onze zones de référence ont été établies à partir des masses d'eau définies pour la DCE, ajustées pour tenir compte de la limite des littoraux à risque de contamination par la chlordécone.

Le principal ajustement concerne le littoral ouest de la Basse-Terre, séparé en deux zones dans le cadre de la présente étude (Fig. 18).

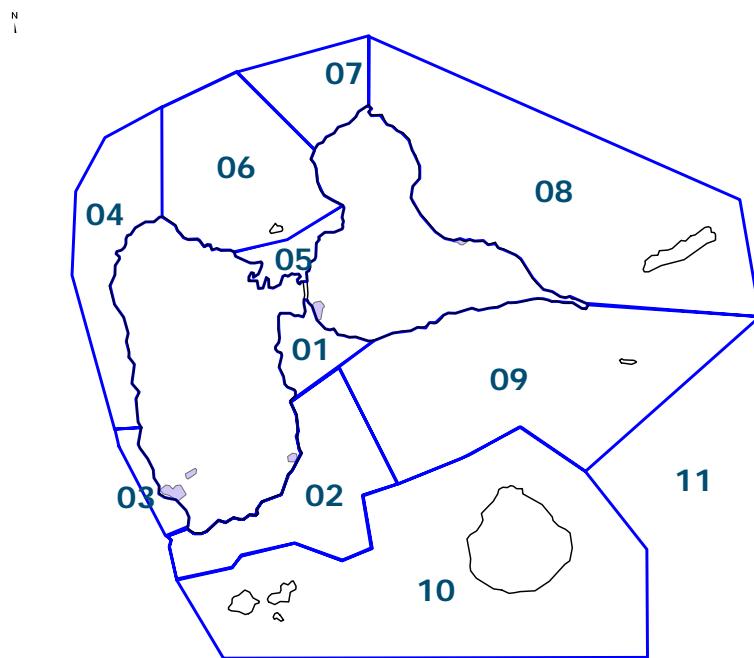


Fig. 18. Limites des masses d'eau retenues pour la présente étude.

II.1.2 Hypothèses relatives à la biologie des espèces

Pour la Guadeloupe, les hypothèses de travail relatives à la biologie des espèces ont été les mêmes que celles qui ont été posées pour la Martinique. En conséquence, la même typologie des groupes trophiques combinant niveau trophique et régime alimentaire a été adoptée pour les deux volets de l'étude (Martinique et Guadeloupe). Pour la présentation de groupes trophiques définis pour l'étude en Guadeloupe, le lecteur est renvoyé au chapitre correspondant de la première partie (Martinique).

II.2 Méthodologie

II.2.1 Plan d'échantillonnage

Constitution d'un échantillon

Pour la présente étude, le principe était de constituer chaque échantillon à partir d'un minimum de trois prélèvements issus de trois individus de taille voisine appartenant à la même espèce et capturés sur le même site, les prélèvements devant être constitué de chair et de peau pour les poissons, « chair blanche » pour les crustacés et de chair pour les mollusques. Ces normes sont celles qui ont été définies pour les plans de contrôle et de surveillance mis en œuvre par la direction générale de l'alimentation (DGAL 2008b, a), plans qui ont supporté la présente étude. Les fractions issues de chaque individu sont de poids voisin. Dans le cas de prélèvements constitués de petits individus, le nombre d'individus contribuant à un échantillon peut être supérieur à trois pour obtenir le poids de matrice requis (300 g).

Echantillonnages prévus

L'objectif était de constituer 176 échantillons répartis selon le plan défini dans le Tabl. 10. Ce plan visait à établir une couverture de l'ensemble du littoral de Guadeloupe pour un nombre limité d'espèces appartenant à différents compartiments trophiques potentiellement concernés par la contamination. Il incluait en outre un effort particulier dans les zones susceptibles d'être particulièrement soumises à la contamination. Il a été proposé par l'Ifremer et validé en comité de pilotage rassemblant les parties concernées suivantes : DSV, Diren, Dram, CRPMEM.

Tabl. 10. Plan d'échantillonnage théorique défini pour la présente étude en Guadeloupe (par espèce et par zone).

| Espèce | NOM Français | 01 | 02 | 03 | 04 | 05 | 06 | 07 | 08 | 09 | 10 | 11 |
|----------------------------------|-------------------------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Cantherhines macrocerus</i> | Bourse cabrit | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Cardisoma guanhumi</i> | Crabe de terre | | 0 | 0 | | 0 | | | | | | |
| <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérour) | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | | | | | | | | | | | 4 |
| <i>Epinephelus guttatus</i> | Mérou couronné | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | |
| <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Hemiramphus balao</i> | Demi-bec balaou | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Holocentrus rufus</i> | Marignan têt-fé | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Lutjanus vivanus</i> | Vivaneau soie | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | |
| <i>Ocyurus chrysururus</i> | Vivaneau queue jaune | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | |
| <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | |
| <i>Scomberomorus regalis</i> | Thazard franc | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Parisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | |
| <i>Parisoma viride</i> | Carpe ventre rouge | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Strombus gigas</i> | Strombe rosé | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Tripneustes ventriculus</i> | Oursin blanc | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |

Echantillonnages effectués

Les prélèvements ont été effectués par Litt’Océan du 29 octobre 2008 au 18 mars 2009, en référence au plan d'échantillonnage présenté ci-dessus (T). Les opérations ont été réalisées dans les différentes zones avec la collaboration de 40 pêcheurs professionnels.

Un total de 176 échantillons ont été constitués intégrant 18 espèces de poissons, de crustacés et de mollusques marins, à partir de 777 prélèvements individuels (entre 3 et 19 individus constitutifs d'un échantillon). Ces échantillons couvrent les dix zones côtières définies dans le plan. Les échantillonnages se répartissent de la façon suivante selon les zones (Tabl. 11). La position des échantillons est présentée sur la figure 2.

Tabl. 11. Nombre d'échantillons constitués par espèce et par zone de Guadeloupe.

| L_VALIDE | NOM Français | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |
|----------------------------------|-------------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|----|
| <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | | | 2 | | 2 | | | | | 2 | |
| <i>Cantherhines macrocerus</i> | Bourse cabrit | | 2 | 2 | | | 2 | | | | | |
| <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérour) | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | | | | | | | | | | | 15 |
| <i>Epinephelus guttatus</i> | Mérou couronné | | | 2 | | | 1 | | 2 | 4 | | |
| <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | | | 2 | | | 1 | 1 | | 2 | | |
| <i>Hemiramphus balao</i> | Demi-bec balaou | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Holocentrus rufus</i> | Marignan têt-fé | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | | 2 | 2 | | 2 | | | | | | |
| <i>Lutjanus vivanus</i> | Vivaneau soie | | | 2 | 2 | | | 2 | | | | |
| <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 2 | 2 | 4 | | 1 | 3 | 2 | 1 | 3 | 2 | |
| <i>Ocyurus chrysururus</i> | Vivaneau queue jaune | 2 | 1 | 3 | 1 | | 5 | 1 | 1 | 3 | 3 | |
| <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2 | 2 | 3 | | 1 | 3 | 2 | 2 | 3 | 2 | |
| <i>Scomberomorus regalis</i> | Thazard franc | | 2 | | 2 | 2 | | | | | | |
| <i>Parisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 1 | | 4 | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 | 3 | 4 | |
| <i>Parisoma viride</i> | Carpe ventre rouge | | | 2 | | 1 | 1 | | | | 2 | |
| <i>Strombus gigas</i> | Strombe rosé | | 2 | 2 | | 1 | 1 | | | | | |
| <i>Tripneustes ventriculus</i> | Oursin blanc | | | | 2 | 2 | 2 | | | | | |

L'existence d'écart entre le plan théorique et le plan réalisé est inhérent à ce type de démarche. En effet, les contraintes d'accès aux espèces pour la réalisation des prélèvements peuvent s'avérer très coûteuses en énergie, voire tout simplement empêcher leur obtention lorsque les espèces ne sont pas ciblées par la pêche ou que leur capturabilité est très faible pendant la période de la campagne de prélèvement. Les écarts de répartition des échantillons dans les différentes zones par espèce et par type trophique (Tabl. 12) montrent que le plan d'échantillonnage prévu a été globalement respecté au regard des contraintes de collecte des échantillons sur le terrain, hormis quelques différences notables comme un sous-échantillonnage du groupe 2-Aut dans la zone 2 et du groupe 3-Aut dans la zone 5, et à l'inverse un sur-échantillonnage de ce même groupe dans la zone 6 et surtout du groupe 4-Aut (coryphène) dans la zone 11. Le glissement sur le groupe 3-Aut entre zones 5 et 6 est du à une simple réaffectation d'échantillons en bordure entre les deux zones. En revanche, l'importance relative de l'échantillonnage de Coryphène commune *Coryphaena hippurus* fait suite à une décision de renforcement de l'action vers les grands poissons pélagiques pendant la dernière partie de la campagne, au cœur de la saison de pêche de ces espèces.

Tabl. 12. Répartition des échantillons autour de la Guadeloupe en 2008 par type trophique.

Echantillonnage prévu

| TypTroph | 01 | 02 | 03 | 04 | 05 | 06 | 07 | 08 | 09 | 10 | 11 |
|----------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| 2-Aut | 2 | 10 | 10 | 2 | 10 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| 3-Aut | 6 | 18 | 18 | 6 | 18 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| 3-DN | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | |
| 4-Aut | | 4 | 4 | | 4 | | | | | | 4 |

Echantillonnage effectué

| TypTroph | 01 | 02 | 03 | 04 | 05 | 06 | 07 | 08 | 09 | 10 | 11 |
|----------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| 2-Aut | 1 | 2 | 10 | 3 | 8 | 6 | 2 | 1 | 3 | 8 | |
| 3-Aut | 4 | 13 | 21 | 1 | 7 | 14 | 4 | 2 | 8 | 11 | |
| 3-DN | 2 | 2 | 3 | | 1 | 3 | 2 | 2 | 3 | 2 | |
| 4-Aut | | 4 | 2 | 2 | 4 | | | | | | 15 |

II.2.2 Traitement des échantillons

Les échantillons prélevés par Litt'Océan ont été conditionnés par la DSV de Guadeloupe pour expédition au laboratoire d'analyse.

Les analyses de chlordécone ont été réalisées par le laboratoire 'La Drôme laboratoires', laboratoire agréé pour appliquer le protocole d'analyse préconisé par l'Afssa (méthode AFSSA-LERQAP/TOP-POP/04) (DGAL 2008a).

II.3 Résultats

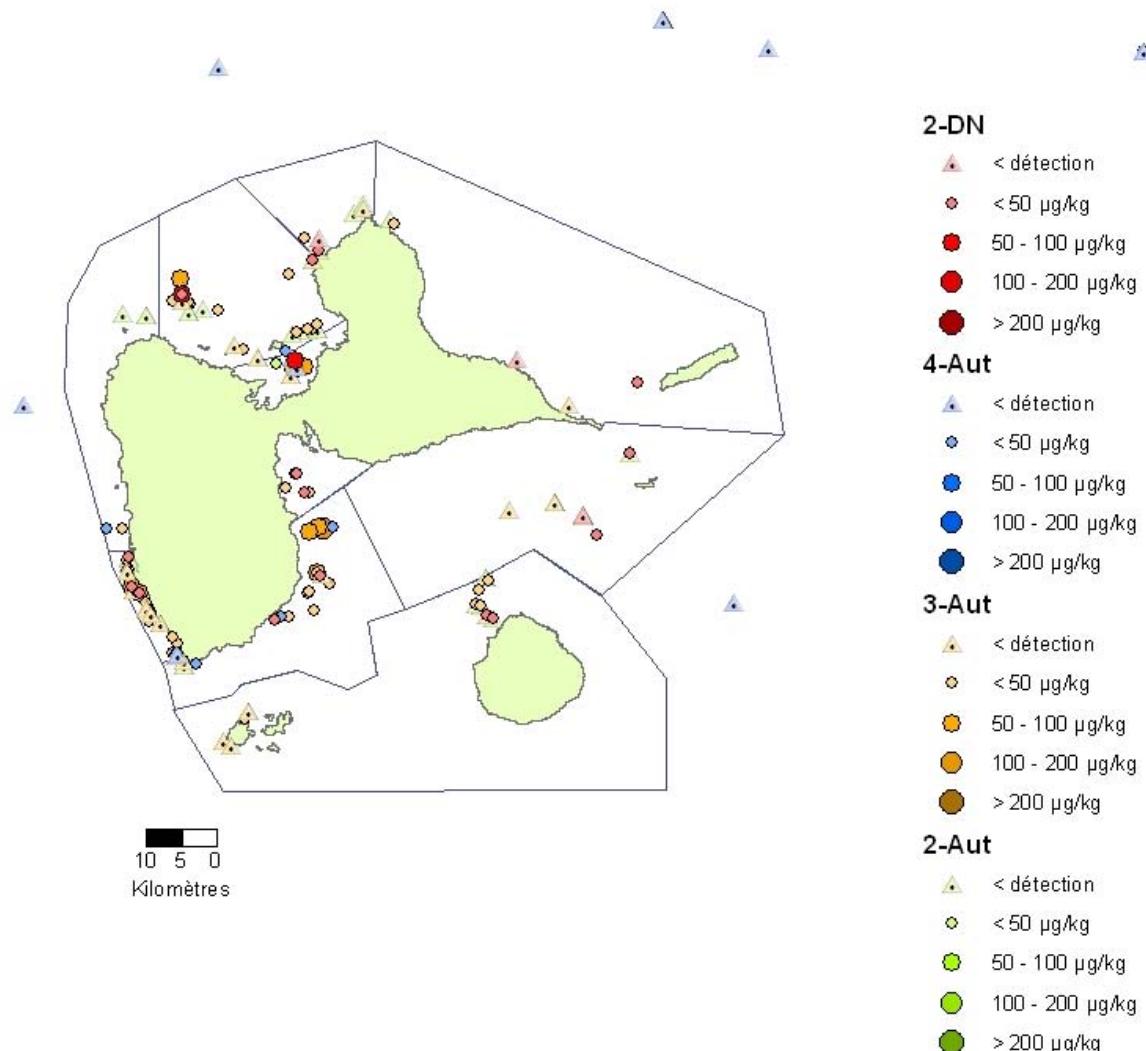
Sur les 176 mesures réalisées, 142 sont en dessous de 20 µg/kg p.f. (soit 81 % des valeurs), 23 résultats sont compris entre 20 et 50 µg/kg p.f. (13 % des valeurs) et seulement 11 dépassent les 50 µg/kg p.f. (6 % des valeurs). La concentration médiane est de 0,3 µg/kg p.f. toutes espèces et toutes zones confondues, la valeur la plus élevée est de 133 µg/kg p.f. (voir résultats détaillés par échantillon en Annexe 3).

II.3.1 Répartition géographique de la contamination

C'est dans les zones situées au pied des bassins versants bananiers : sud de la Basse-Terre (Z 02 et 03 ; Fig. 18) et Grand Cul-de-sac marin (Z 05 et 06) que les concentrations les plus élevées ont été rencontrées (Fig. 19) avec 133 et 79 µg/kg p.f. pour deux échantillons de vivaneau gazou *Lutjanus synagris* et 92 et 85 µg/kg p.f. pour deux échantillons de marignon soldat *Holocentrus rufus* dans le sud-est de la Basse-Terre (Z 02). Le long de la côte sud-ouest de la Basse-Terre (Z 03), les valeurs les plus fortes relevées sont un peu plus faibles (75 et 70 µg/kg p.f. pour deux échantillons de marignon soldat *Holocentrus rufus* et 42 µg/kg p.f. pour un échantillon de gorette blanche *Haemulon plumieri*). Dans le Grand Cul-de-Sac marin, les valeurs les plus élevées ont été trouvées pour un échantillon de vivaneau soie *Lutjanus vivanus* (84,3 µg/kg p.f.), deux échantillons de marignon soldat *Holocentrus rufus* (76,0 et 65,0 µg/kg p.f.) et deux échantillons de langouste blanche *Palinurus argus* (61,0 et 59,0 µg/kg p.f.).

Toutefois, quelques valeurs significatives ont également été relevées dans des zones plus éloignées des bassins versants potentiellement contaminés, e.g. un échantillon de sarde à queue jaune *Ocyurus*

chrysurus au nord-est de la Grande-Terre (Z 08 ; 40 µg/kg p.f.), un échantillon de langouste blanche *Palinurus argus* entre Marie-Galante et Petite Terre (Z 09 ; 30 µg/kg p.f.), et deux échantillons de mérou couronné *Epinephelus guttatus* dans le nord de Marie-Galante (Z 10 ; 41 et 35 µg/kg p.f.).



Symbolisme identique à celui de la carte équivalente établie pour la Martinique

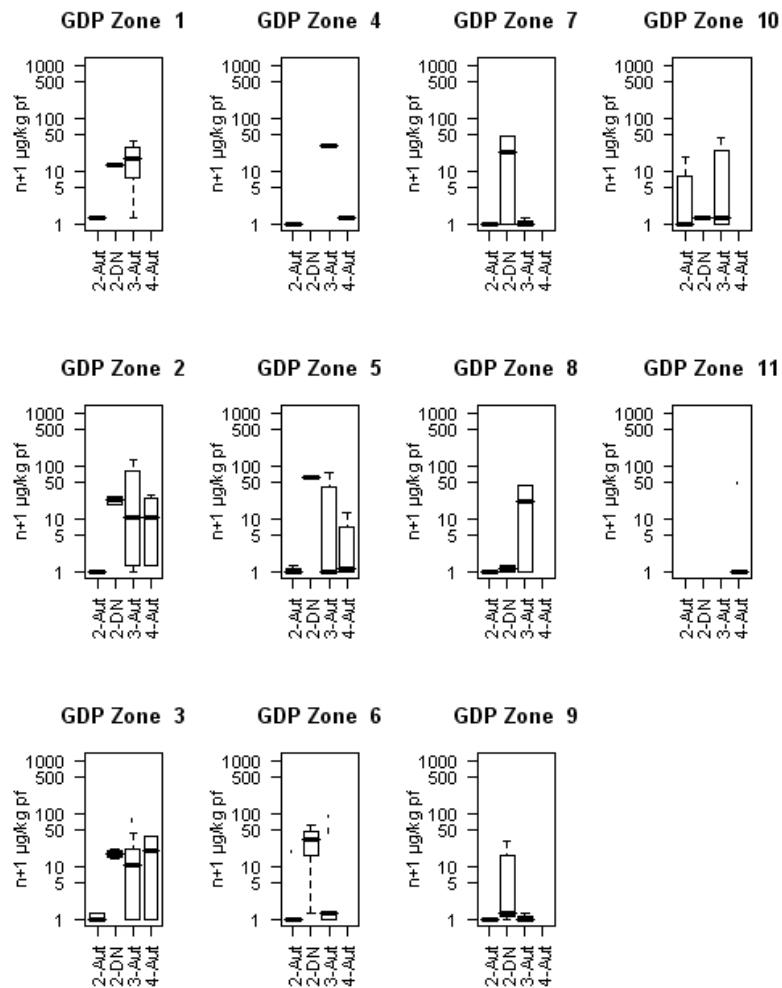
Fig. 19. Distribution des concentrations en chlordécone dans les échantillons de faune halieutique autour de la Guadeloupe (campagne DSV 2008, en µg/kg p.f.).

II.3.2 Résultats par types trophiques

Le regroupement des résultats par type trophique et par zone (Fig. 20) met en évidence la répartition du risque de contamination selon les zones déjà évoquée précédemment. Il souligne en outre la faiblesse de cette exposition pour les espèces herbivores (type 2-Aut sur la Fig. 20) quelle que soit la zone. Il met en évidence un risque de contamination centré sur les détritivores (type 2-DN de la Fig. 20) et les carnivores (types 3-Aut et 4-Aut de la Fig. 20). Finalement, il illustre le très faible risque de contamination chez les grands prédateurs du large (type 4-Aut en Z 11 sur la Fig. 20).

Les concentrations moyennes en chlordécone par groupe trophique et par zone (Tabl. 13) soulignent la tendance de distribution de la contamination de la faune halieutique en relation avec la proximité des bassins versants contaminés et l'hydrodynamisme local d'une part, les types trophiques d'autre part. Ainsi, les valeurs moyennes les plus élevées de contamination chez les détritivores ont été rencontrées dans la zone du Grand Cul-de-sac marin, secteur qui n'est pas situé au pied des bassins versants réputés les plus contaminés mais qui bénéficie en revanche de meilleures conditions de sédimentation marine. C'est d'ailleurs uniquement dans cette zone et dans le Petit Cul-de-sac marin que des formations vaseuses ont été identifiées autour de la Guadeloupe (Augris 2003). Ils confirment des niveaux de contamination proches de ceux qui ont été relevés en milieu ouvert au pied des bassins contaminés en Martinique, sans

valeurs de niveau équivalent à celles relevées dans les baies semi-fermées de Martinique. Ils suggèrent en revanche une dispersion assez large de la contamination des espèces carnivores autour de l'archipel, mais à des concentrations qui restent en général faibles.



Echelle Log, données transformées en ‘n + 1’. Echelle identique à celle de la Fig. 7 pour faciliter les comparaisons
Médiane, 1^{er} et dernier quartiles, dispersion : 1,5 fois l'espace interquartile, plus outliers

Fig. 20. Distribution des concentrations en chlordécone dans les échantillons de faune halieutique autour de la Guadeloupe par type trophique et par zone (campagne DSV 2008).

Tabl. 13. Concentration moyenne en chlordécone des échantillons de la campagne 2008 de Guadeloupe par type trophique et par zone.

| Zone | Concentration moyenne ($\mu\text{g/kg pf}$) | | | | Ecart-type de la moyenne | | | |
|------|---|-------|-------|-------|--------------------------|-------|-------|-------|
| | 2-DN | 3-Aut | 4-Aut | 2-Aut | 2-DN | 3-Aut | 4-Aut | 2-Aut |
| 05 | 61,0 | 22,3 | 3,1 | 0,1 | - | 33,5 | 6,0 | 0,1 |
| 02 | 22,0 | 34,8 | 11,7 | 0,0 | 5,7 | 46,0 | 13,5 | 0,0 |
| 06 | 30,1 | 12,7 | | 2,8 | 29,4 | 26,3 | | 6,9 |
| 03 | 16,7 | 15,5 | 18,5 | 0,1 | 4,0 | 22,7 | 26,2 | 0,2 |
| 01 | 12,0 | 17,2 | | 0,3 | 1,4 | 14,8 | | - |
| 04 | | 29,0 | 0,3 | 0,0 | | - | 0,0 | 0,0 |
| 07 | 22,0 | 0,1 | | 0,0 | 31,1 | 0,2 | | 0,0 |
| 08 | 0,2 | 20,4 | | 0,0 | 0,2 | 28,8 | | - |
| 10 | 0,3 | 12,7 | | 3,9 | 0,0 | 15,8 | | 7,2 |
| 09 | 10,1 | 0,1 | | 0,0 | 17,2 | 0,1 | | 0,0 |
| 11 | | | 2,9 | | | | 11,4 | |

| |
|---------------|
| X >= 100 |
| 50 <= X < 100 |
| 20 <= X < 50 |
| 5 <= X < 20 |
| X < 5 |

II.3.3 Contamination par la chlordécone espèce par espèce

Cette partie présente les résultats obtenus espèce par espèce pour les principales espèces échantillonnées autour de la Guadeloupe. Les espèces sont présentées par ordre alphabétique dans chaque groupe trophique (niveau trophique croissant et les deux classes de régime alimentaire : autres que détritivores, puis détritivores).

Carpe ventre rouge *Sparisoma viride*

Les poissons perroquets sont abondants dans les zones coraliennes où ils constituent souvent une part importante de la biomasse. Leur distribution bathymétrique se situe principalement entre 1 et 30 mètres. Adultes, ils sont surtout brouteurs, se nourrissant de matériel algal et bactérien recouvrant les coraux morts, les rochers et les herbiers, et en écrasant des fragments de corail susceptibles de contenir des invertébrés. En général, ils raclent le corail ou ingèrent du sable en s'alimentant, ces particules faisant office de meule vis-à-vis des plantes dans leur pharynx.

Les six échantillons examinés, bien que provenant tous de zones situées au pied de bassins versants contaminés, ne présentent aucune valeur quantifiable de chlordécone (quatre échantillons sous le seuil de détection et deux échantillons avec détection de traces).

Chirurgien noir *Acanthurus bahianus*

Le chirurgien noir *Acanthurus bahianus* habite les zones de récifs coralliens et les littoraux rocheux, généralement en mélange avec des fonds sableux. Il broute une grande variété d'algues benthiques, et occasionnellement les plantes des herbiers. Il se nourrit aussi du film algal à la surface du sable non perturbé par la houle. Son tube digestif peut contenir de 5 % à 80 % de matériel inorganique (Carpenter 2002).

Sur les six échantillons de chirurgien noir *Acanthurus bahianus* analysés, deux ont présenté un résultat sous le seuil de détection et trois seulement des traces de contamination. La majorité de ces échantillons provenaient de zones à risque de contamination élevé (Z 03 et 05). Etonnamment, l'échantillon présentant la concentration la plus élevée (faible toutefois ; 14 µg/kg p.f.) provient d'une zone relativement éloignée des zones à risque (Z 10), au nord de Marie-Galante.

Oursin blanc *Tripneustes ventriculus*

L'oursin blanc vit essentiellement dans les herbiers littoraux jusqu'à une dizaine de mètres de profondeur (Daniel 2003). L'oursin blanc est omnivore, son alimentation dépendant des conditions environnementales. Son régime alimentaire comprend des algues, des herbes aquatiques, des végétaux et de petits organismes (Warlick 2001).

Six échantillons d'oursin blanc *Tripneustes ventriculus* ont été analysés. Ils proviennent tous la zone large du Grand Cul-de-sac marin (Z 06 et 04). Tous ont donné un résultat sous le seuil de détection.

Perroquet queue rouge *Sparisoma chrysopterum*

Espèce inféodée aux récifs coralliens et aux herbiers, le perroquet queue rouge *Sparisoma chrysopterum* se nourrit d'algues benthiques et de plantes d'herbiers (Froese & Pauly 2002) en prenant de gros morceaux de végétal, contrairement à la majorité des espèces de *Scarus* qui s'alimentent plutôt par de rapides séries de pincements sur les plantes (Carpenter 2002).

Dans les vingt échantillons analysés la contamination est toujours restée très faible (15 échantillons sous le seuil de détection, trois avec détection de traces et seulement deux quantifications, à 17 µg/kg p.f.). Ces résultats confirment le faible risque de contamination de cette espèce.

Strombe rosé *Strombus gigas*

Le strombe rosé vit sur des fonds sableux suffisamment stables pour permettre le développement d'algues et de plantes marines, le plus souvent entre les eaux très littorales et les fonds de 40 m. Adulte, le strombe rosé est un herbivore qui peut se nourrir d'algues et de phanérogames marines. Le strombe rosé peut ingérer une quantité importante de sable lorsqu'il se nourrit d'algues filamenteuses (Brownell & Stevely 1981).

Les six échantillons de strombe rosé *Strombus gigas* collectés, tous issus du Grand Cul-de-sac marin et de la côte sud-ouest de la Basse-Terre ont présenté un résultat sous le seuil de détection.

Langouste blanche *Panulirus argus*

La langouste blanche *Panulirus argus* est une espèce grégaire et migrante. Elle est généralement rencontrée dans les eaux peu profondes, mais elle peut descendre jusque sur des fonds de 90 mètres et plus. Les stades jeunes se trouvent en zone côtière. Les individus s'éloignent vers le large en grandissant ; les principales migrations auraient lieu en automne (Carpenter 2002). Les femelles migrent en profondeur pour pondre.

La langouste blanche *Panulirus argus* est rencontrée parmi les rochers, sur les récifs, les fonds herbus et plus généralement sur tous les substrats fournissant un abri. En zone côtière, cette espèce se nourrirait en partie sur des fonds vaseux. Son régime alimentaire est carnivore de premier ordre et détritivore.

Vingt échantillons de langouste ont été analysés, tous combinant des prélèvements issus de trois individus. Seulement trois échantillons ont présenté un résultat sous le seuil de détection. Ils provenaient tous de prélèvements issus de zones à faible risque de contamination (Z 07, 08 et 09). Il en est de même pour les cinq échantillons ne présentant une contamination qu'à l'état de trace (Z 07, 08, 09 et 10). Les trois échantillons de langouste blanche les plus contaminés (49,0 à 61,0 µg/kg p.f.) provenaient tous du Grand Cul-de-sac marin (Z 05 et 06). Tous les échantillons issus des côtes sud de la Basse-Terre (Z 01 à 03) ont présenté des valeurs comprises entre 11 et 26 µg/kg p.f.

Barbarin blanc *Mulloidichthys martinicus*

Le barbarin blanc *Mulloidichthys martinicus* est une espèce d'eaux peu profondes des récifs coralliens, les jeunes étant communs dans les herbiers. Lorsque les individus ne sont pas en phase alimentaire, ils tendent à former des agrégations à proximité ou au-dessus des récifs. Ils s'alimenteraient essentiellement la nuit sur les fonds sableux, se nourrissant principalement de petits invertébrés benthiques : vers, bivalves, crustacés, étoiles de mer, chitons, etc.

Sur les vingt échantillons de barbarin blanc analysés, onze ont présenté des indices de présence de chlordécone, dont sept uniquement à l'état de trace et quatre avec des concentrations comprises entre 10 et 13 µg/kg p.f. Ces quatre derniers échantillons provenaient tous de zones situées à proximité des bassins versants potentiellement les plus contaminés (Z 01, 02 et 03).

Marignon soldat *Holocentrus rufus*

Le Marignon soldat *Holocentrus rufus* habite dans les zones de récifs très côtiers, de la surface à 32 m. C'est une espèce nocturne qui se cache le jour dans les anfractuosités. La nuit, il se déplace hors des récifs pour se nourrir sur les fonds sableux et les herbiers, principalement de crabes, de crevettes, de gastéropodes et d'étoiles de mer (Carpenter 2002).

Les six échantillons de marignon soldat *Holocentrus rufus* analysés proviennent tous de zones situées au pied de bassins versants bananiers (Z 02, 03 et 05) chacun ayant été constitué à partir de huit à onze individus. Ils présentent tous des teneurs en chlordécone comprises entre 65 et 92 µg/kg p.f.

Sarde queue jaune *Ocyurus chrysurus*

Habitant les eaux côtières des fonds d'un mètre jusqu'à 165 mètres (le plus couramment moins de 70 m), souvent au voisinage des récifs coralliens, la sarde queue jaune *Ocyurus chrysurus* est généralement observée en bancs bien au dessus du fond (Carpenter 2002). Les juvéniles occupent des eaux côtières à faciès végétal des estuaires et des baies. Ils sont communs dans les herbiers. Les adultes forment généralement des bancs, mais ils sont moins associés aux fonds durs que les autres *Lutjanidae*. Les adultes tendraient à se maintenir dans la même zone une fois établis (Hill 2008). Les adultes ont un régime alimentaire carnivore varié comprenant du plancton et des espèces benthiques incluant des poissons, des crustacés, des vers et des mollusques (Carpenter 2002).

Vingt échantillons de sarde queue jaune *Ocyurus chrysurus* largement répartis autour de la Guadeloupe ont été analysés. Huit ont donné un résultat sous le seuil de détection et cinq uniquement au niveau de trace. La valeur la plus élevée (40 µg/kg p.f.) a été relevée dans le nord-nord-est de la Grande-Terre (Z 08). Aucune relation entre la contamination des échantillons de cette espèce et leur localisation par rapport aux zones potentiellement à risque ne peut être identifiée.

Vivaneau gazou *Lutjanus synagris*

Cette espèce peut se rencontrer sur une grande variété de types de fonds, des eaux très côtières jusque sur des fonds de 400 m. Elle vit le plus souvent au voisinage des récifs coralliens et des zones sableuses

présentant une couverture végétale. Le vivaneau gazou est un carnivore qui se nourrit essentiellement de poissons, de crustacés, de vers et de mollusques (Carpenter 2002). Ses proies sont en majorité benthiques (Froese & Pauly 2002).

Les six échantillons analysés proviennent tous de localités situées au plus près de bassins versants occupés par des bananeraies (Z 02, 03 et 05). Ils étaient constitués de prélèvements réalisés à partir de cinq à neuf individus. Les résultats sont très variables puisqu'ils incluent la plus forte valeur relevée (133 µg/kg p.f.) et trois résultats sous le seuil de détection. Le fait que les deux échantillons de la zone 02 regroupent les valeurs les plus élevées alors que les deux échantillons de la zone 03 fournissent deux valeurs sous le seuil de détection ne permet pas de conclure sur la contamination relative de cette espèce. En effet, comme l'illustrent les deux valeurs relevées dans le Grand Cul-de-sac marin (zone 05 ; 15 µg/kg p.f. et sous le seuil de détection), l'échantillonnage est encore trop faible pour décrire la variabilité de la contamination de cette espèce.

Coné ouatalibi (mérour) *Cephalopholis fulva*

Le coné ouatalibi (mérour) *Cephalopholis fulva* préfère les récifs coralliens et les fonds rocheux jusqu'aux profondeurs d'environ 40 m. A proximité des récifs, il peut être rencontré dans les eaux claires profondes comme dans les eaux littorales plus limoneuses. Les adultes se nourrissent principalement de petits poissons et de crustacés. On peut les trouver occasionnellement associés avec des murènes pour se nourrir de petits poissons et d'invertébrés normalement inaccessibles et chassés des anfractuosités des récifs par ces espèces (Carpenter 2002).

Les six échantillons de coné ouatalibi (mérour) *Cephalopholis fulva* analysés proviennent tous de zones situées au pied de bassins versants potentiellement contaminés. Ils présentent des résultats variables, sans tendance. Trois échantillons sont en dessous du seuil de détection, la valeur la plus élevée reste assez faible (37 µg/kg p.f.).

Coryphène commune *Coryphaena hippurus*

Poisson épipelagique habitant les eaux ouvertes mais aussi susceptible de s'approcher des côtes, la coryphène commune *Coryphaena hippurus* se nourrit principalement de poissons, mais aussi de crustacés et de calmars. L'espèce se rencontre dans toutes les eaux tropicales et subtropicales du monde (Carpenter 2002).

Quinze échantillons de coryphènes, chacun issu de trois ou quatre individus prélevés dans différents secteurs du large tout autour de la Guadeloupe (Z 11) ont été analysés. Quatorze d'entre eux donnent un résultat inférieur au seuil de détection, confirmant le faible risque de contamination par la chlordécone des grands poissons pélagiques. Un échantillon constitué de trois individus capturés dans le nord-est de la Grande-Terre présentait une valeur de 44 µg/kg p.f., valeur atypique à considérer avec précaution.

Mérour couronné *Epinephelus guttatus*

La majorité des mérours sont principalement démersaux, fréquentant les eaux côtières peu profondes, en général inférieures à 200 mètres. Bien que certaines espèces préfèrent les zones d'herbiers et les substrats sableux ou vaseux, la plupart sont rencontrées sur les récifs coralliens et les substrats rocheux. La plupart des *Epinephelinae* vivent solitaires et sont assez sédentaires. Tous les serranidés sont prédateurs, se nourrissant d'invertébrés (principalement crustacés et céphalopodes) et de poissons (Carpenter 2002).

Neufs échantillons de mérour couronné *Epinephelus guttatus* ont été analysés. La majorité d'entre eux (six échantillons) se situent sous le seuil de détection. Les deux valeurs les plus élevées (35 et 41 µg/kg p.f.) proviennent de prélèvements effectués à proximité de Marie-Galante (Z 10).

Thazard franc *Scomberomorus regalis*

Le thazard franc *Scomberomorus regalis* abonde particulièrement dans les eaux claires autour des récifs coralliens où il peut y former occasionnellement des bancs. Il est généralement rencontré sur les fonds de un à vingt mètres (Anon. 2008b). Il se nourrit principalement de petits poissons pélagiques et d'invertébrés (Froese & Pauly 2002).

Les six échantillons de thazard franc *Scomberomorus regalis* analysés proviennent tous de prélèvements issus de zones proches de bassins versants potentiellement contaminés (Z 01, 03 et sud de 04). Ils contenaient tous des traces ou une très faible concentration en chlordécone (maxi 12 µg/kg p.f.).

II.3.4 Echantillonnages sur les marchés

En complément aux échantillonnages effectués à bord de bateaux de pêche, identifiés à l'espèce et géoréférencés par leur position de capture, la DSV a constitué 68 échantillons d'espèces marines sur des points de vente de la Grande-Terre et 36 au poste d'inspection frontalier (PIF) du port de Pointe-à-Pitre en 2008. La localisation des points de vente échantillonnés (Fig. 21) ne préjuge pas de la position des captures.

Les 68 échantillons d'espèces marines prélevés sur les marchés sont répartis sous 26 appellations commerciales (données par échantillon en Annexe 4). 55 échantillons (81 % des valeurs) présentaient une concentration inférieure à 20 µg/kg p.f., 12 % une concentration inférieure à 50 µg/kg p.f. et 5 échantillons (7 %) une concentration supérieure à 50 µg/kg p.f. (Fig. 21 et

Fig 22). Parmi les espèces fournissant les concentrations les plus élevées, on trouve des *Holocentridae* (cardinaux), des *Lutjanidae* (pagre Wayak). L'échantillon présentant la valeur la plus élevée (309 µg/kg p.f.) provenait de ‘Cai Cai’ *Sardinella aurita*, espèce côtière pélagique se nourrissant essentiellement de zooplancton et accessoirement de phytoplancton (Carpenter 2002).

Pour information, sur les 36 échantillons constitués au PIF, 34 étaient indemnes de contamination, les deux autres ne présentant que des traces. Il s'agissait d'un échantillon de dorade coryphène et d'un de poulpe (espèce non précisée).

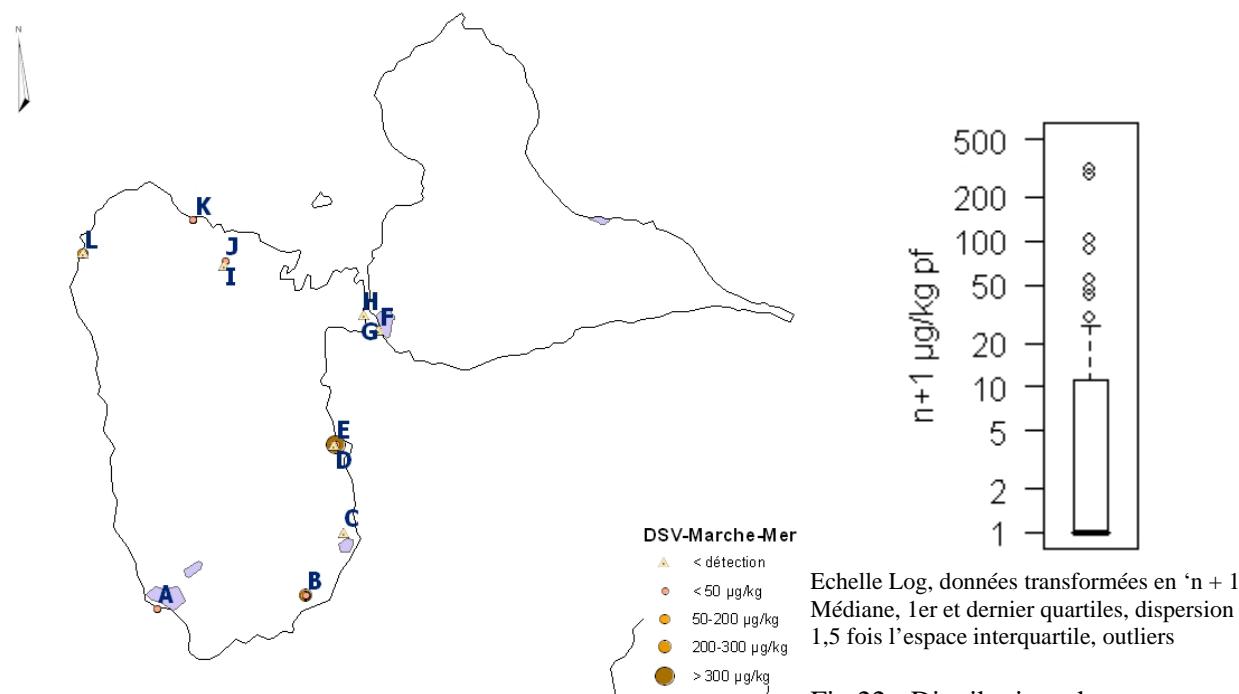


Fig. 21. Résultats des échantillonnages réalisés par la DSV sur des points de vente de Guadeloupe en 2008. Les lettres renvoient au champ ‘Localisation’ de l’Annexe 4.

II.4 Conclusion

Les espèces exploitées par la pêche autour de la Guadeloupe sont très diverses (autour de 180 espèces plus ou moins régulièrement capturées sans réelle dominance pour les espèces de fond). Même au sein d'une même famille, des différences de comportement et de modalités d'alimentation sont susceptibles de modifier le risque de leur contamination par la chlordécone.

Cette première campagne systématique d'évaluation a permis d'identifier de premières tendances globales face au risque de contamination de la faune d'intérêt halieutique autour de la Guadeloupe. Mais elle reste encore très partielle au regard des nombreuses sources de variabilité potentielle en liaison avec les caractéristiques du milieu de vie des espèces et de leur propre comportement. Ainsi, il faut s'attendre à ce que d'ultérieures investigations plus approfondies puissent conduire à infléchir certaines des conclusions actuelles. Quoiqu'il en soit, au delà de la grande variabilité des concentrations en chlordécone chez les animaux marins vagiles, la présente étude a mis en évidence les traits suivants.

Fig 22. Distribution des concentrations relevées à partir des points de vente de Guadeloupe (toutes espèces et tous sites).

Les concentrations relevées dans les espèces marines autour de la Guadeloupe sont en général très inférieures à celles rencontrées chez la faune des cours d'eau (Monti 2007; Monti & Coat 2008; Coat *et al.* 2009). Elles se situent dans l'ensemble à des niveaux assez faibles, 80 % des valeurs relevées étant inférieures au seuil de 20 µg/kg p.f. En outre, dans le milieu marin lui-même, les résultats obtenus ne fournissent pas un signal fort de gradation entre les zones côtières et les zones situées plus au large. Ils donnent l'impression d'une diffusion assez ouverte de la contamination, à un niveau apparemment assez faible, sur l'ensemble du plateau insulaire. Les résultats obtenus permettent toutefois de diagnostiquer la possibilité d'une contamination diffuse de la faune démersale et benthique, centrée sur les détritivores et les carnivores côtiers, plus marquée au pied des bassins versants potentiellement contaminés. Comme en Martinique, ils confirment également la très faible contamination des animaux herbivores. Enfin, l'effort important d'échantillonnage des grands poissons pélagiques confirme le très faible risque de contamination de ces grands prédateurs du large, en dépit d'un résultat atypique dans un échantillon de coryphène.

D'une façon générale, les données de contamination comme les descripteurs de la pêche professionnelle en Guadeloupe sont encore trop partiels pour permettre de projeter une représentation de la contamination par la chlordécone des espèces halieutiques sur la production de la pêche et d'en inférer sur l'importance de la contamination de cette production. Il est attendu que la poursuite de caractérisation de la contamination de la faune halieutique à travers le plan Chlordécone comme la poursuite des efforts de description de la pêche guadeloupéenne dans le cadre du SIH permettent d'améliorer substantiellement cette connaissance dans un proche avenir.

[III] Discussion sur la chlordécone dans les espèces d'intérêt halieutique des Antilles françaises

III.1 Tendances générales sur la contamination actuelle des espèces halieutiques dans les Antilles françaises

Les premières observations sur les espèces marines d'intérêt halieutique en Martinique (Bocquené *et al.* 2002; Bocquené & Franco 2005; Coat *et al.* 2006) et en Guadeloupe (Bouchon & Lemoine 2003, 2007) laissaient présager une forte chute de la contamination de cette faune entre les milieux d'eau douce et le domaine marin, les concentrations alors relevées dans les espèces marines se situant en général sous la limite maximale alors recommandée par l'Afssa pour les denrées animales (200 µg/kg p.f.) (Afssa 2005). Le caractère limité de ces études et l'abaissement de la limite maximale de résidus (LMR) admise à 20 µg/kg p.f. pour les organismes marins en 2008 (Anon. 2008a) justifiaient une intensification de l'effort de caractérisation de cette contamination.

Face à la complexité du système marin et à la diversité des facteurs susceptibles d'influer, l'effort d'observation à déployer pour caractériser la contamination des espèces d'intérêt halieutique par la chlordécone est important. Si la présente étude a permis de valider ou d'infirmer dans leurs grandes lignes certaines hypothèses relatives à la diffusion de la molécule, beaucoup reste encore à faire pour consolider les résultats acquis. Quoi qu'il en soit, elle a mis en évidence une extension plus importante de la contamination que ce que laissaient pressentir les études précédentes, au moins dans deux directions. D'une part avec l'apparition de concentrations relativement élevées dans certains échantillons, même si elles restent confinées à des zones et types d'espèces limités, d'autre part en confirmant la possibilité d'un bruit de fond de contamination susceptible de s'étendre assez loin vers le large, à travers les espèces des plateaux insulaires mais aussi les espèces pélagiques. Il faut s'attendre à ce qu'un approfondissement de ces recherches non seulement permette de préciser les contours de la contamination, mais aussi qu'il amplifie le signal dans certaines directions.

Dans les systèmes terrestres, la molécule de chlordécone est réputée sédentaire, les mécanismes majeurs de transfert y étant dépendants du drainage et de l'érosion vers les milieux aquatiques (Cabidoche *et al.* 2009). La situation est très différente dans le domaine marin. Même s'ils demeurent partiels, les résultats des études conduites en 2008 autour de la Martinique et de la Guadeloupe permettent de dégager quelques grandes tendances relatives à la contamination de cette faune par la chlordécone.

Les analyses effectuées sur des sédiments à l'embouchure des cours d'eau de la Martinique pour la présente étude comme les travaux menés dans les mêmes systèmes en Guadeloupe (Monti 2007) confirment le transfert jusqu'au milieu marin du matériel particulaire contaminé véhiculé par les cours d'eau. Les recherches menées sur la rivière James (Etat de Virginie, USA) ont montré que, dans le milieu aquatique, les sédiments résultant de ces apports particulaires peuvent constituer de véritables réservoirs pour la molécule (Huggett & Bender 1980). Mais aucune donnée n'est actuellement disponible sur ce compartiment autour de la Martinique et de la Guadeloupe. On peut seulement noter que dans les baies ce matériel tend à sédimenter, alors qu'en milieu ouvert l'hydrodynamisme et les brassages liés à l'hydrodynamisme et aux événements climatiques (houle, etc.) favorisent la dispersion des sédiments. Dans les baies ouvertes vers les vents dominants comme la baie du Robert (Martinique), les eaux douces tendent à s'écouler en profondeur suite aux flux d'eau marine de surface poussés par le vent (Anon. 2006a), favorisant la sédimentation de proximité. Ensuite, la flore et la faune aquatique présentent une forte capacité de concentration (Jordan *et al.* 1979, in Nichols 1990) ; puis la dispersion de la molécule est portée par la mobilité propre des individus et les processus de transfert dans les réseaux trophiques.

Les études menées sur la rivière James avaient conduit à considérer deux modalités prioritaires de contamination : les sédiments, réceptacle du matériel particulaire contaminé et le phytoplancton, bioconcentrateur de la molécule présente dans la masse d'eau (Brossman *et al.* 1978). Les résultats obtenus dans la présente étude suggèrent la prééminence de deux modalités de contamination de la faune halieutique par la chlordécone dans les milieux marins antillais : une concernant des espèces vivant en relation étroite avec les systèmes sédimentaires contaminés, l'autre à travers le réseau trophique des espèces carnivores.

La première modalité concerne les espèces détritivores benthiques vivant sur des fonds meubles à proximité immédiate de l'embouchure des cours d'eau contaminés. Pour ce groupe, les facteurs pressentis de risque de contamination sont la zone d'habitat (à proximité de l'embouchure des cours d'eau

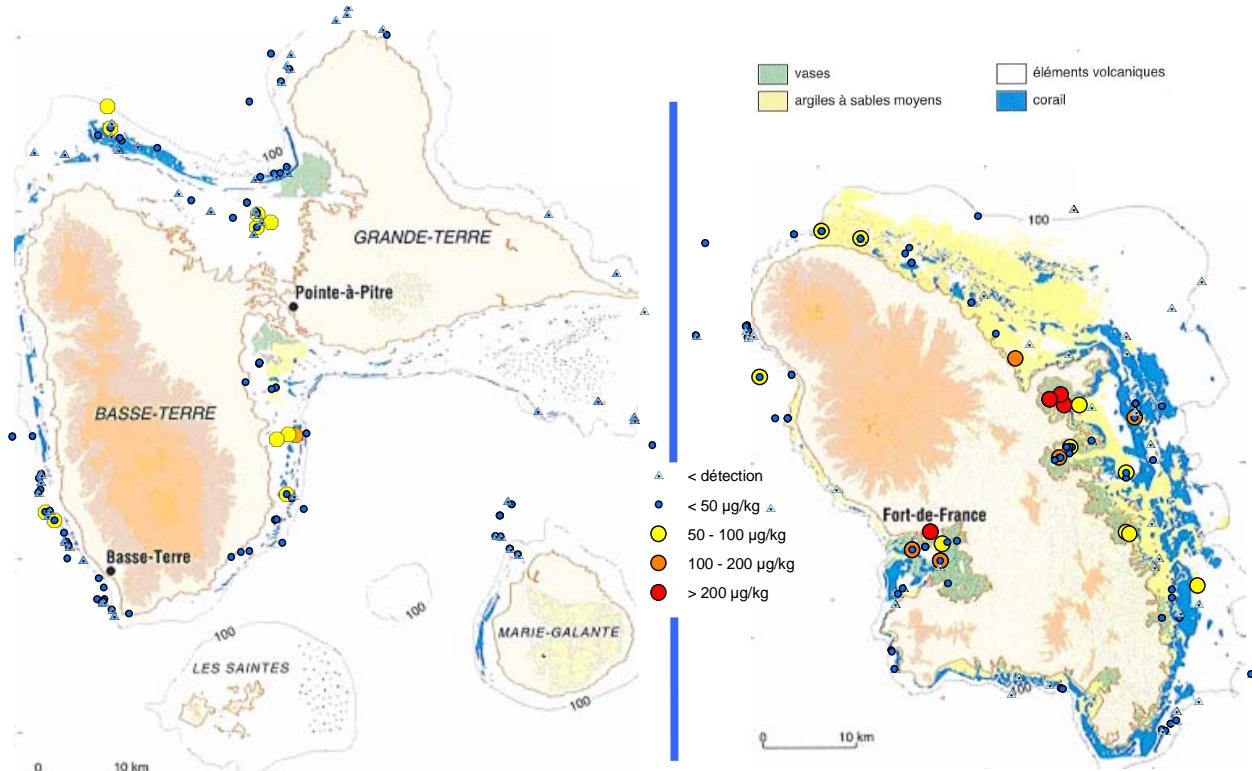
contaminés), le mode de vie (au contact de fonds vaseux) et le régime trophique (une part de l'alimentation par fouille du substrat et ingestion d'organismes morts en dépôt sur le fond). En revanche, aucune relation entre niveaux de contamination et taille des individus n'a été mise en évidence, sans que l'hypothèse soit infirmée. Les espèces les plus touchées sont en général sédentaires pendant leur phase de vie dans les zones concernées. Selon ce schéma, les zones calmes (baies abritées) situées au pied des bassins versants contaminés sont celles qui présentent le risque de contamination de cette faune le plus élevé. En effet, c'est dans ces zones que les matériaux particulaires charriés par les cours d'eau bénéficient des meilleures conditions de sédimentation, les particules déposées pouvant séjourner très longtemps dans ces baies, jusqu'à en induire le comblement progressif. Dans ce type de situation, la dispersion des sédiments contaminés dans le milieu marin est très faible. En revanche, face à des littoraux ouverts sur le large, même une concentration élevée dans les sédiments estuariens peut ne pas être associée à une contamination forte de la macrofaune vagile de l'environnement marin proche. Ainsi, alors qu'une concentration élevée a été relevée dans des sédiments à l'embouchure d'un cours d'eau de la zone nord-Atlantique de Martinique (549 µg/kg p.s. en zone Z 01), ce n'est pas cette zone qui présente la plus forte contamination de la faune halieutique, contrairement à ce qui a été observé dans la baie fermée de Fort-de-France où une concentration équivalente dans des sédiments de l'embouchure de la rivière Lézarde (552 µg/kg p.s.) est associée à une contamination assez étendue de la faune de la baie.

Ce schéma est dans l'ensemble cohérent tout autour de la Martinique. Il est en outre confirmé par les résultats acquis autour de la Guadeloupe où, face aux principaux bassins versants bananiers, les concentrations relevées dans la faune sont voisines de celles observées le long de la côte nord-Atlantique en Martinique. L'absence de baie fermée en Guadeloupe au pied de ces bassins versants limite la sédimentation côtière et donc les risques de forte concentration de contaminant dans la faune associée. En revanche, en dépit d'une localisation au pied de bassins versants potentiellement faiblement contaminés, la forte sédimentation dans le Grand Cul-de-sac marin et donc de piégeage de chlordécone y augmente le risque de rencontrer des animaux contaminés. Il est évident que ce modèle reste encore très général. Il présente en particulier des imprécisions dues à des variabilités locales que les échantillonnages réalisés n'ont pas permis de capter.

La relation entre bioaccumulation de chlordécone et habitat à échelle locale peut être forte. Ainsi, pour le crabe bleu *Callinectes sapidus*, une concentration très différente pour les mâles (810 µg/kg) et les femelles (190 µg/kg) avait été relevée dans la rivière James. Elle a été mise en relation avec le comportement des individus par sexe, les mâles passant une plus grande partie de leur vie dans le système estuarien (contaminé) que les femelles (Brossman *et al.* 1978). Mais la reproduction elle-même a été rapportée par de nombreux auteurs comme un processus permettant l'élimination de certains contaminants hydrophobes tels que les PCB, par une décontamination des tissus de la femelle en défaveur des œufs, comme cela a été montré sur l'araignée *Maja brachydactyla* (Bodin 2005). Ces résultats illustrent qu'une connaissance plus fine des modalités de contamination des espèces halieutiques s'avérera nécessaire pour mieux appréhender les limites de leurs différentes classes de contamination.

Les données disponibles pour les Antilles sont encore trop parcellaires pour en inférer sur une relation détaillée avec le fond, d'une part en raison de l'absence d'information sur la contamination des différents types de sédiments marins, d'autre part en raison de la difficulté d'intégration de la mobilité des individus entre ces différents substrats. En Martinique, on relève toutefois une forte relation entre la répartition des vases, strictement inféodées aux baies (Augris 2003) et les concentrations les plus élevées en chlordécone dans la faune halieutique (Fig. 23). Le phénomène est moins marqué en Guadeloupe, sans doute parce que les principales zones de sédiments terrigènes, le Grand Cul-de-sac marin et le Petit Cul-de-sac marin se trouvent moins que les baies de Martinique sous l'influence de bassins versants fortement contaminés, mais aussi probablement en raison du faible taux d'échantillonnage dans ces baies.

Dans le sud de la Martinique, alors que la contamination des sédiments est élevée à l'embouchure de la rivière Pilote, aucun signal de contamination de la faune halieutique n'y a été détecté. Ceci est probablement dû au fait qu'aucun échantillon très côtier n'a pu y être constitué en raison de l'absence de pêche professionnelle dans ce secteur (cantonnement de pêche). Toujours en Martinique, le long de la côte Caraïbe, la révision de l'étendue des bassins versants contaminés publiée en 2008 (Fig. 24) met en évidence des risques potentiels dans les eaux côtières au droit de la rivière du Fond Capot non identifiés sur la carte de 2004 (Fig. 1). L'extension des zones de référence pour la présente étude, établies à partir de la carte de 2004 n'a permis de caractériser ce risque ni au niveau des sédiments côtiers, ni à celui de la faune.



Noter que la carte géologique de la Guadeloupe ne couvre pas les fonds de baie du Grand Cul-de-sac marin et du Petit Cul-de-sac marin, masquant les vases répertoriées dans ces zones par d'autres travaux (Augris *et al.* 1992).

Fig. 23. Concentrations en chlordécone relevées dans la faune au cours de la présente étude et formations superficielles des plateaux insulaires de la Guadeloupe et de la Martinique (d'après Augris 2003).

En Guadeloupe, l'absence d'échantillonnage d'espèces sédentaires très côtières n'a pas permis d'appréhender la transition entre les estuaires et la mer ouverte. Compte tenu du profil des littoraux de la Guadeloupe notamment au pied des bassins versants les plus contaminés, en particulier l'absence de baies favorables à la sédimentation côtière, ces zones de transition sont probablement très étroites.

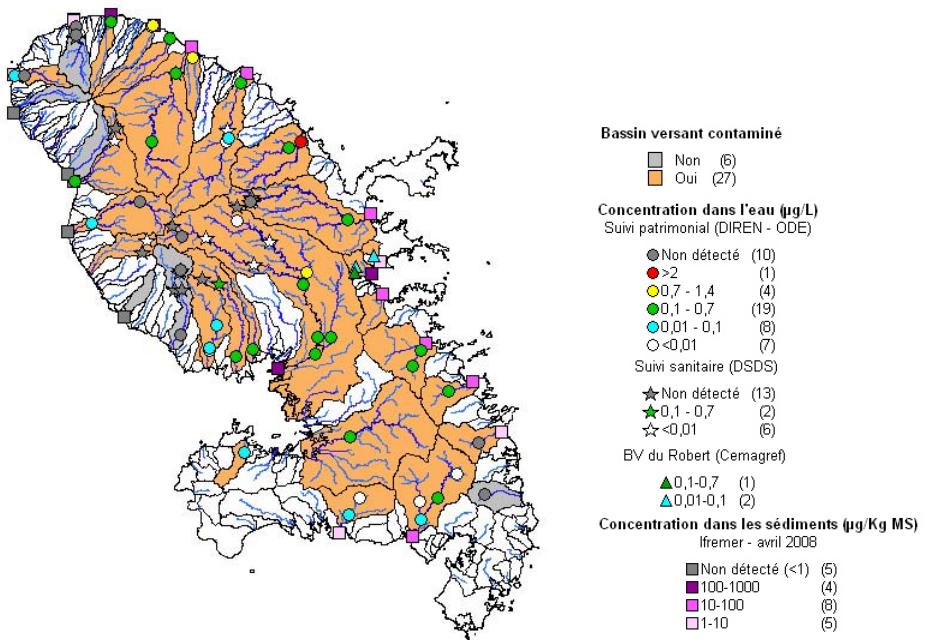


Fig. 24. Distribution de la contamination potentielle des sols et des cours d'eau de Martinique par la chlordécone actualisée en 2008 (d'après Diren 2008).

La seconde modalité correspond à des espèces carnivores qui se trouvent contaminées à travers les différents niveaux du réseau trophique (niveaux trophiques 3 et 4). Les concentrations maximales en

chlordécone relevées chez les espèces de ce groupe semblent en général plus faibles que celles rencontrées dans le groupe précédent. Au sein de ce groupe, la contamination peut aussi varier selon le comportement des espèces. Ainsi, des espèces très sédentaires pourront présenter des contrastes importants entre zones à fort risque de contamination et zones plus éloignées. Chez les espèces plus mobiles, la variabilité de la contamination interindividuelle pourrait être plus élevée et la dispersion géographique de la contamination plus importante. Les résultats actuellement disponibles laissent penser que, au-delà d'une tendance générale à des valeurs de contamination moyenne, des valeurs assez fortes peuvent être rencontrées, même chez des individus capturés assez loin des zones très côtières. Il pourrait s'agir d'individus d'espèces assez mobiles susceptibles de chasser épisodiquement en zone très côtière (*e.g.* en fond de baie).

A côté de ces deux modalités, deux ensembles faunistiques d'intérêt halieutique semblent présenter un très faible risque de contamination. Il s'agit des grands poissons pélagiques du large (avec toutefois un signal de possible contamination ponctuelle à prendre en compte) et des poissons herbivores stricts.

Dans le cadre de cette étude, aucune information n'a été recueillie sur une éventuelle contamination du phytoplancton marin, alors que ce compartiment a été identifié comme potentiellement concentrateur de chlordécone (Huggett & Bender 1980). On note toutefois que les mers tropicales et notamment les systèmes caribéens sont en général oligotrophes, à part la possibilité de développements planctoniques saisonniers sous l'influence de phénomènes climatiques régionaux ou ocaux (Franco-Herrera *et al.* 2006), et que très peu d'espèces d'intérêt halieutique sont planctonophages (Sierra *et al.* 2001). Aussi, dans l'hypothèse où il se trouverait lui-même contaminé, il ne serait susceptible de constituer qu'une voie secondaire de transfert de la molécule vers les espèces halieutiques. Plus globalement, la voie de contamination par les producteurs primaires marins n'a pas été identifiée comme importante dans les systèmes étudiés. Au contraire, dans les échantillonnages réalisés, les espèces herbivores sont apparues faiblement contaminées. L'hypothèse que les proies de ces herbivores appartiennent en majorité à un système végétal différent de celui qui se trouve sous l'influence des panaches des cours d'eau reste à valider.

Pour les herbivores, une différence de risque de contamination pourrait intervenir entre des espèces se nourrissant par arrachage de lambeaux végétaux (comme le perroquet queue rouge) et des espèces pratiquant plutôt par râpage des surfaces végétales (*e.g.* Scaridae). En cas de souillure superficielle des végétaux par dépôt de matériel particulaire, le risque d'ingestion de contaminant par les espèces de ce dernier groupe est potentiellement plus élevé.

Enfin, aucune contamination n'a été trouvée lors des contrôles effectués sur les poissons d'élevage vivant en pleine eau et nourris avec des aliments importés.

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude ne permettent pas de trancher sur les voies de contamination des espèces étudiées. Si l'hypothèse d'une contamination par les proies ingérées semble la plus probable pour les espèces carnivores, son application doit être nuancée pour les espèces soumises à la première modalité de contamination. En effet, en référence aux observations déjà menées dans d'autres contextes (Connolly & Tonelli 1985; Fisher & Clark 1990; Luellen *et al.* 2006), l'hypothèse d'une contamination mixte, par ingestion alimentaire de proies contaminées et par contact (cutané et/ou branchial) avec les sédiments contaminés doit être envisagée pour les animaux détritivores, ces derniers ayant la propension à fouiller dans les sédiments à la recherche de leur nourriture.

Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude n'ont pas permis d'apporter d'information sur deux types de relations incluses dans les hypothèses de départ : l'éventualité d'un effet saisonnier (entre saison sèche et saison humide) et la possibilité d'une évolution de la contamination en relation avec la taille des individus. S'il existent, les effets associés sont faibles par rapport aux autres facteurs considérés et ils ont probablement été masqués par les autres sources de variabilité relevées, notamment la variabilité inter individus.

On peut également noter que la chlordécone apparaît comme un marqueur biologique imprimant une signature du comportement des espèces vis-à-vis des systèmes très côtiers sous l'influence des apports continentaux. Il fournit non seulement un traçage du mode d'alimentation des animaux dans ces systèmes, mais aussi un indice de mobilité des individus entre le littoral et les eaux adjacentes.

Compte tenu de la nature de la contamination, de sa variabilité intra-spécifique et de la diversité des espèces d'intérêt halieutique autour de l'île, la connaissance de l'étendue de la contamination de la faune halieutique par la chlordécone nécessite le recueil d'un grand nombre d'échantillons. La présente étude a permis de qualifier de grandes tendances dans la répartition géographique de la contamination de la faune halieutique autour de la Martinique. Elle a conduit à mettre en évidence une certaine diversité d'état des

espèces marines d'intérêt halieutique vis-à-vis de cette molécule, en liaison avec leur mode de vie. Ses résultats comme ceux qui ont été obtenus sur d'autres sites contaminés (notamment sur la rivière James aux USA) illustrent la complexité des relations entre les organismes vivants et cette molécule. Ils ne prétendent pas à l'exhaustivité sur la caractérisation des comportements susceptibles d'être rencontrés.

III.2 La chlordécone et le risque environnemental

Le risque environnemental du à la chlordécone est lié aux propriétés de stabilité et de persistance de la substance dans les matières en suspension et le sédiment. Ces propriétés conduisent à des processus de bioconcentration et de bioaccumulation dans le réseau trophique. Ce sont essentiellement ces mécanismes de transfert vers les prédateurs qui induisent l'émergence de contaminations responsables des effets chroniques de la chlordécone.

Les données d'écotoxicité de cette molécule sur les espèces marines sont rares et la plupart des travaux ont été réalisés après la contamination de la rivière James en 1976 où des quantités importantes de chlordécone (Kepone) avaient été déversées à partir d'un site industriel (Huggett & Bender 1980). Elles ont généralement été acquises à partir d'expériences en laboratoire.

La neurotoxicité est l'effet aigu le plus souvent mentionné dans la littérature scientifique mais les mécanismes de mortalité sont rarement élucidés. En revanche, les effets à long terme touchant au développement et à la reproduction sont mieux décrits. Ces données sont issues de la littérature scientifique et sont fournies à titre informatif ; elles n'ont pas fait l'objet d'une validation selon les recommandations de l'OCDE (OECD 1981).

III.2.1 Les effets aigus

Comme de nombreux contaminants organochlorés, la chlordécone présente des effets létaux aigus à des concentrations sensiblement élevées. Les données sur les espèces marines tropicales sont quasiment inexistantes.

Parmi les effets aigus disponibles sur la faune aquatique marine et estuarienne, la concentration létale de la chlordécone dans l'eau pour 50 % des individus (CL50 ; 48 heures) sur la crevette *Penaeus aztecus* est de 85 µg/l (US EPA 2000), chez la crevette *Palaemonetes pugio* la CL50 (96 heures) est estimée à 121 µg/l (Schimmel & Wilson 1977) et elle est de 214 µg/l chez le crabe bleu *Callinectes sapidus* (US EPA 2000).

Chez les vertébrés, la CL50 (96 heures) chez le clupéidé *Brevoortia tyrannus* est de 17,4 µg/l (Roberts & Fisher 1985). MacPhee et Ruelle (1969) donnent une CL50 (48 heures) égale à 10 µg/l chez le juvénile du saumon argenté *Oncorhynchus kisutch*. Chez la civelle (stade VIA) d'anguille *Anguilla rostrata* la CL50 (96 heures) est de 35 µg/l (Roberts & Bendl 1982) ; selon Mallat & Barron (1988) la lamproie *Petromyzon marinus* se révèle plus résistante à la chlordécone avec une CL50 qui passe de 414 µg/l pour une exposition de 4 jours à 254 µg/l pour une exposition de 12 jours.

Les concentrations mesurées dans ces conditions de test de toxicité *in vitro* sont très supérieures à celles rencontrées dans le milieu naturel.

III.2.2 Les effets chroniques

Les effets d'une exposition plus longue sont mieux renseignés dans les différents compartiments des écosystèmes. Ainsi, il a été mis en évidence que de faibles concentrations de chlordécone peuvent induire une inhibition de croissance et d'assimilation de l'oxygène par les microorganismes dans des sédiments contaminés. Cet effet serait partiellement inhibé pour les populations anaérobiques (Bourquin *et al.* 1978).

Walsh *et al.* (1977) montrent un retard de croissance pour le phytoplancton marin (*Chlorococcum*, *Dunaliella tertiolectan*, *Nitzchia sp.* et *Thalassiosira pseudonana*) sur une gamme de concentrations de 0,35 à 0,60 µg/l qui peuvent être rapprochées de concentrations mesurées dans le milieu naturel le long des côtes de la France continentale pour certains pesticides. Toutefois les données de toxicité sur l'inhibition de la croissance des microalgues phytoplanctoniques sont à confirmer. En effet, elles suggèrent des effets qui ne sont décrits pour d'autres pesticides organochlorés, tels que l'endosulfan et le lindane, qu'à des concentrations supérieures d'un facteur de 200 à 1000.

Pour *Callinectes sapidus*, espèce du même genre que l'espèce la plus contaminée dans nos échantillons (le crabe draguenelle *Callinectes larvatus*), des expériences en laboratoire ont montré que la présence de chlordécone dans le milieu influait sur la survie larvaire de l'espèce (Bookhout & Costlow 1980). En outre, des effets de la contamination par la chlordécone sur la survie et la mue de cette espèce ont été identifiés expérimentalement (Schimmel *et al.* 1979). Selon Fisher *et al.* (1983) les juvéniles du

crabe *Callinectes sapidus* montrent une diminution de l'épaisseur et de la largeur de leur carapace, dans une relation dose-réponse, à une exposition de 65 jours par de la nourriture contaminée par la chlordécone aux concentrations de 0,02 à 2,5 µg/l. La concentration la plus faible testée par Fisher *et al.* (1983) correspond aux concentrations en chlordécone mesurées dans le sédiment sur plusieurs baies de la Martinique (Bocquené & Franco 2005). L'huître américaine *Crassostrea virginica* montre une inhibition de la croissance de la coquille à des concentrations plus fortes, estimées à 57 µg/l par Butler (1963).

Même au sein du groupe des crustacés, la réponse à la contamination est variable selon les espèces. Ainsi, aucun effet sur la survie ou la durée des stades larvaires n'a été relevé chez la crevette estuarienne *Palaemonetes pugio* (Provenzano *et al.* 1978), bien que cette espèce puisse bioaccumuler la molécule (Fisher & Clark 1990).

Chez les poissons, les effets les mieux renseignés sont ceux liés aux activités œstrogéniques de la chlordécone. Gosh et Thomas (1995) montrent que la chlordécone bloque la maturation des oocytes chez l'espèce estuarienne *Micropogonias undulatus* et que ses effets sont semblables à ceux du DDT, autre insecticide organochloré. Les mécanismes de perturbations endocriniennes sont bien décrits ; ils sont induits par une fixation de la chlordécone sur les récepteurs à œstrogène (ER). Chez la truite de mer *Cynoscion nebulosus*, Thomas et Smith (1993) indiquent que l'affinité de la chlordécone pour ce récepteur est 10 000 fois plus forte que celle de l'œstradiol. Les conséquences majeures de ces perturbations sont des phénomènes de féminisation des mâles, avec induction de la vitellogénine (la Vtg est une protéine de réserve de l'œuf qui ne devrait être en concentrations significatives que chez les femelles) et immaturité des oocytes chez les femelles. Un effet faiblement œstrogénique de la chlordécone a également été mis en évidence sur de jeunes truites *Oncorhynchus mykiss* (Donohoe & Curtis 1996). Une autre expérience a montré que la chlordécone n'affectait pas la fertilité et la ponte de *Morone saxatilis* (bar d'Amérique). En revanche, sa survie larvaire pouvait être significativement réduite par une exposition continue à un cocktail de contaminants incluant la chlordécone (Hall *et al.* 1984).

Il faut rappeler que la chlordécone est considérée comme carcinogène chez le rat et la souris (IARC 1979).

III.3 La chlordécone et le risque sanitaire

Le comité d'experts «Résidus et contaminants chimiques et physiques» de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa) a produit plusieurs rapports (Leblanc *et al.* 2005; Héraud *et al.* 2007) et rendu plusieurs avis relatifs aux risques liés à la consommation de denrées alimentaires contaminées par la chlordécone (Afssa 2003, 2005, 2007b, a). Dans ces travaux, jusqu'à 2005 la préoccupation était centrée sur les forts contributeurs de l'exposition, issus des productions terrestres. C'est à partir des documents diffusés en 2007 que la question des denrées d'origine marine a été posée.

Les données épidémiologiques concernent des expositions professionnelles d'employés d'une usine de production de chlordécone. Les effets observés sont des effets neurologiques (tremblements, irritabilité, troubles visuels, céphalées), des signes d'hépatotoxicité, des atteintes à la spermatogénèse sans conséquence irréversible sur la fertilité, ainsi que divers troubles comme des éruptions cutanées (chloracnée), des cas de faiblesse musculaire, des troubles de coordination et des douleurs thoraciques (Afssa 2003).

Les études expérimentales en toxicologie ont été souvent réalisées sur le rat. Divers effets ont été étudiés : neurotoxicité, hépatotoxicité, néphrotoxicité, effets sur la spermatogénèse, sur le développement, effets génotoxiques et cancérogènes. La chlordécone est classée comme potentiellement cancérogène pour l'homme (cancérogène de la catégorie 2B selon le Centre international de la recherche sur le cancer). Les effets cancérogènes, limités au foie, ont été observés chez les rongeurs pour des doses de 10 mg/kg de poids corporel et par jour. Dans ses conclusions, l'Afssa considère que le risque de cancer est limité, que l'effet le plus sensible concerne la fonction rénale et que, compte tenu d'effets observés sur le développement et des effets neurologiques il y a lieu de considérer deux valeurs de référence correspondant à des expositions chroniques ou aiguës (Afssa 2003) :

- une limite tolérable d'exposition chronique établie à 0,5 µg par kg de poids corporel par jour,
- une limite d'exposition aiguë fixée à 10 µg/kg p.c./jour à ne pas dépasser,

Compte tenu de nouvelles informations épidémiologiques, l'Afssa a confirmé le bien fondé de ces valeurs toxicologiques de référence (Afssa 2007b).

Concernant la teneur maximale en chlordécone à ne pas dépasser dans les denrées alimentaires d'origine végétale et animale, pour les poissons et les produits de la mer et d'eau douce cette limite est fixée par arrêté à 20 µg/kg poids frais (Anon. 2008a). En outre, l'Afssa attire l'attention sur le problème

lié à la consommation de denrées contaminées provenant d'une propre production (auto consommation) et de la pêche de loisir (Afssa 2007a).

III.4 Perspectives sur le devenir de la contamination dans le milieu marin

III.4.1 Sur la fin de la source de la contamination et sur la disparition de la molécule dans les sédiments superficiels marins

Les agro-environnementalistes prévoient un flux de contamination des sols vers le milieu aquatique sur un à plusieurs siècles selon la nature des sols contaminés (Cabidoche *et al.* 2006a). Et il n'existe actuellement pas de preuve de dégradation de la molécule dans les sédiments d'eau douce, en conditions aérobies comme en conditions anaérobies (Skaar *et al.* 1981; Huckins *et al.* 1982). Aussi, dans l'état actuel des connaissances, la baisse de contamination des sédiments superficiels doit être essentiellement attendue par le recouvrement à très longue échéance des sédiments contaminés avec de nouveaux apports sains (Luellen *et al.* 2006). En milieu marin, pourra alors se poser le problème du brassage et de la remontée en surface de sédiments pollués, puis de leur dispersion à l'occasion d'épisodes à fort hydrodynamisme, relativement fréquents dans la zone des Antilles (forte houle, cyclones, etc.). Cette perspective pourrait également résulter de la possibilité de remontée vers la surface de sédiments enfouis à la suite d'affouillement par les organismes fouisseurs.

III.4.2 Sur la disparition de la contamination des organismes marins

Sur les tendances à long terme après une contamination de milieu aquatique, la seule référence disponible est celle de la rivière James qui a fait l'objet d'un suivi de longue durée après une contamination massive. Dans cette rivière, la contamination a nettement décru après l'arrêt de l'usine de production de chlordécone, source de contamination. Cette diminution a été continue tout au long des vingt-six années de surveillance (Luellen *et al.* 2006). Dans la rivière James, les espèces d'intérêt halieutique les plus contaminées étaient les prédateurs supérieurs. Il a fallu attendre onze ans après l'arrêt de l'entrée de contaminant dans le milieu aquatique pour que la concentration en chlordécone de ces espèces passe sous le seuil d'action de 300 µg/kg p.f., et une trentaine d'années pour tendre vers une complète récupération. A ce stade, les valeurs relevées pour les deux espèces suivies sans discontinuité (*Morone americanus* et *Morone saxatilis*) sont restées stables sans déclin ultérieur, à un niveau moyen de 67 et 62 µg/kg p.f. respectivement pour chacune des deux espèces (Luellen *et al.* 2006).

Ces auteurs (Luellen *et al.* 2006) rapportent que les interdictions de pêche édictées en 1975 sur l'ensemble de la rivière et ses affluents ont été partiellement levées au bout de cinq ans et totalement en 1989, la contamination des poissons étant passée sous le seuil d'action (fixé à 300 µg/kg p.f.).

III.4.3 En conclusion sur le devenir de la contamination dans la faune halieutique

Dans les eaux marines autour des îles des Antilles françaises, le déterminant majeur sera la durée de contamination des cours d'eau par lessivage et érosion, les agro-environnementalistes prévoyant un flux s'étendant sur un à plusieurs siècles selon la nature des sols contaminés (Cabidoche *et al.* 2006a). Le second sujet de préoccupation sera le risque de remise en suspension de sédiments contaminés enfouis, et donc de recontamination de la faune aquatique marine, lors d'épisodes climatiques d'hydrodynamisme intense, jusqu'à ultime dissipation dans les milieux marins côtiers, les rendant de moins en moins bio disponibles.

Par la combinaison des flux d'apports par les cours d'eau et de la dynamique propre du système marin, la contamination de la faune halieutique marine est appelée à évoluer dans le temps, tant en ce qui concerne les niveaux de contamination que l'étendue de cette contamination à travers les habitats et les réseaux trophiques. Dans l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible d'apprécier comment se situe la contamination actuelle dans cette évolution. En particulier, la comparaison des données sur la contamination de la faune halieutique recueillies en 2008 avec celles des échantillonnages effectués en 2002 ne permet de tirer aucune information sur une éventuelle évolution de la contamination à cette échelle de temps.

Comme la contamination d'un sédiment apparaît stable dans le temps et que l'évolution de la couche de surface se ferait essentiellement par recouvrement avec de nouveaux dépôts, pour situer l'état actuel de la contamination des systèmes marins, il pourrait être envisagé d'étudier l'histoire de la contamination des sédiments dans un ou plusieurs sites peu soumis aux aléas climatiques (baie) à partir de carottes de sédiments.

III.5 La surveillance de la chlordécone dans l'environnement littoral

III.5.1 L'expérience américaine

Dans la baie de Chesapeake, où le coût de la pollution par la chlordécone a été estimé en millions de dollars, la poursuite de la surveillance a été déterminée par l'évolution de la contamination des espèces suivies (Luellen *et al.* 2006). Ainsi, le nombre d'espèces échantillonnées a régulièrement diminué au cours des trente années du suivi pour se limiter à deux espèces et un échantillonnage tous les deux ans au terme de vingt ans. Pour certaines espèces, le suivi a été maintenu longtemps au-delà de l'obtention du dernier échantillon au-dessus du seuil d'action (*e.g.* dix ans pour l'acoupa royal *Cynoscion regalis*).

L'expérience de la rivière James (Luellen *et al.* 2006) montre que, après une forte introduction de chlordécone dans les milieux aquatiques, une contamination résiduelle de la faune aquatique supérieure au seuil fixé par la réglementation française (20 µg/kg p.f.) peut perdurer très longtemps après l'arrêt d'introduction (ou de transfert par lessivage du contaminant) dans ces milieux, sans que l'on puisse en prévoir l'échéance après trente ans de suivi régulier.

III.5.2 La surveillance dans le cadre de la directive cadre sur l'eau

Depuis 2005, l'Europe met en place la directive cadre sur l'eau (DCE) qui concerne la qualité de toutes les eaux, y compris les eaux de transition et les eaux côtières sur tout l'espace européen dont les départements d'outre-mer. Cette directive vise à atteindre un bon état des eaux pour 2015. Ce bon état est caractérisé à la fois par un bon état écologique et un bon état chimique. Pour caractériser le bon état chimique, la directive impose un suivi d'un certain nombre de substances chimiques prioritaires qui aujourd'hui n'inclut pas la chlordécone. En revanche, quelques substances chimiques dites « de l'état écologique » sont intégrées dans les éléments de caractérisation de l'état écologique. Le choix de ces substances est déterminé notamment par des usages spécifiques à l'échelle locale dont la chlordécone est un exemple.

La qualification de l'état des eaux en bon ou mauvais état se fera sur la base du respect d'une Norme de Qualité Environnementale (NQE), celle de la chlordécone est en cours d'élaboration par l'Ineris. Selon la DCE, la NQE est définie comme « la concentration d'un polluant dans l'eau, le sédiment ou la matière vivante qui ne doit pas être dépassée afin de protéger la santé humaine et l'environnement ». Cette NQE est censée protéger les organismes pélagiques, les organismes benthiques, les organismes supérieurs susceptibles d'être contaminés par l'absorption d'organismes déjà contaminés (empoisonnement secondaire) et la santé humaine à travers la consommation de produits de la mer.

La méthodologie de calcul de la NQE est issue du document européen le Technical Guidance Document (TGD) (European Commission 2003). Ce guide stipule que la norme de qualité (NQ) environnementale à respecter est la norme de qualité la plus contraignante parmi les cinq normes établies dans cinq compartiments environnementaux différents. Le Tabl. 14 rend compte de ces cinq valeurs, la NQ de l'empoisonnement secondaire pour les prédateurs correspond à la contamination maximale d'une proie ingérée qui protégera le prédateur (mammifère ou oiseau), la NQ santé humaine intègre, en plus, les aspects cancérogène et mutagènes.

Tabl. 14. Propositions de normes de qualité de la chlordécone pour cinq compartiments environnementaux (Ineris, propositions en cours).

| Matrice | Norme de qualité (en µg/l ou µg/kg) |
|---------------------------|--|
| Organisme aquatique | 0,001 µg/l |
| Sédiment | 0,3 µg/kg p.f. 2,0 µg/kg p.s. |
| Empoisonnement secondaire | 33,0 µg/kg |
| Santé humaine | 30,0 µg/kg |
| Eau potable | 1,75 µg/l |

Le TGD propose d'extraire les valeurs de concentrations dans l'eau (en µg/l) correspondant aux NQ dans le sédiment et le biote afin de permettre la comparaison des données. Cette dérivation prend en compte un certain nombre de paramètres de comportement de la molécule (notamment les constantes de partition log Koc et log Kow, le facteur de bioaccumulation BCF etc.) ainsi que des paramètres de caractérisation du sédiment (constantes d'équilibre de partage etc.).

Dans le cas de la chlordécone c'est la dérivation à partir de la NQ Santé humaine qui donne la valeur la plus contraignante et susceptible de protéger tous les compartiments. Elle aboutit à la proposition suivante : NQEchlordécone = 0,00005 µg/l.

Dans la mise en place de la DCE qui s'opère aujourd'hui, il est demandé aux partenaires scientifiques du Ministère de l'environnement, de l'énergie, du développement durable et de la mer (MEEDDM) de proposer et d'argumenter le choix de ces substances de l'état écologique. Ce contexte est donc favorable au choix du suivi de la chlordécone dans toutes les eaux antillaises : eaux souterraines, rivières, masses d'eau de transition et masses d'eau côtière. Actuellement, cette opération fait l'objet d'un contrat d'étude entre l'Office de l'Eau et des Milieux Aquatiques (Onema) et l'Ifremer. Sans présager des propositions qui seront faites au MEEDDM par l'Onema à l'issue de ce travail, il est fortement probable que la chlordécone sera intégrée au réseau de contrôle et de surveillance de la DCE en Martinique et en Guadeloupe. Les fréquences de suivi et les matrices dans lesquelles cette substance sera analysée restent à préciser. Mais on peut d'ores et déjà anticiper sur le fait que ces suivis devront être envisagés à long terme et que le choix des matrices devra tenir compte des connaissances disponibles sur les voies de contamination et les caractéristiques de chacun des compartiments (biotiques et abiotiques) potentiellement contaminés.

III.6 Des perspectives pour la recherche

Le présent travail ne constitue qu'une étape dans la construction de connaissances sur la contamination de la faune halieutique et plus généralement des écosystèmes marins par la chlordécone. Les impacts potentiels de cette contamination de grande ampleur sont d'ordre environnemental, de santé publique ainsi que d'ordre économique et sociétal. Chacun de ces domaines justifierait d'actions spécifiques relatives au domaine marin. Les pistes présentées ci-dessous se limitent au seul volet biologique de la question.

Poursuite de la caractérisation de la contamination de la faune d'intérêt halieutique autour des îles. Les informations acquises ont permis de décrire les grandes tendances de la contamination de la faune halieutique autour des îles. Elles ont aussi montré la très grande variabilité du phénomène, particulièrement dans les zones et sur les groupes faunistiques à risque. Pour répondre aux enjeux de santé publique et favoriser un ciblage des mesures de prévention au plus juste en référence à l'extension de la contamination, un approfondissement de ces connaissances peut s'avérer nécessaire. C'est aussi une recommandation de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (Le Déault & Proccacia 2009). A l'image de ce qui a été mis en œuvre en milieu terrestre pour les jardins familiaux (projet JAFA), une attention particulière devra être portée vers les espèces présentant un risque élevé de contamination et susceptibles de faire l'objet d'une pêche et d'une consommation assidue de la part de certaines populations littorales. C'est dans ce sens que des actions complémentaires sont programmées dès 2009 en Guadeloupe comme en Martinique dans le cadre du plan Chlordécone.

Processus de transfert de la contamination dans les réseaux trophiques. Si les phases apicales de la contamination de la faune halieutique sont désormais mieux appréhendées, les modalités de diffusion de cette contamination à partir des apports terrigènes sont encore mal identifiées. Cette connaissance pourrait s'avérer utile pour mieux comprendre la variabilité de la contamination des espèces halieutiques notamment au sein d'un même groupe biologique et les limites des compartiments définis précédemment. Il est attendu d'une telle connaissance qu'elle aide à mieux cibler les mesures à prendre vis-à-vis de la contamination. Pour progresser dans ce domaine, il s'agira de déterminer les niveaux de contamination à différents échelons du réseau trophique d'espèces cibles halieutiques, de déterminer et comparer les processus de bioaccumulation pour différentes espèces et de renseigner des valeurs de biodisponibilité à l'aide des facteurs de transfert. Une action de recherche a été proposée par l'Ifremer pour répondre à ces objectifs. Soutenue par le plan Chlordécone, l'Office de l'eau de Martinique et l'Onema, elle sera mise en œuvre dès 2009. Elle pourra tirer profit d'une action de recherche en cours pilotée par l'EPHE sur les migrations des poissons dans les systèmes côtiers martiniquais pour mieux appréhender la mobilité des poissons à l'échelle de la contamination des milieux littoraux.

Evolution temporelle et extension de la contamination des biotopes marins d'intérêt halieutique. Face à l'état présent de contamination des espèces halieutiques, une des questions posées est de savoir comment se situe le niveau actuel de contamination de cette faune dans la cinétique de la contamination du milieu marin à moyen terme. Ainsi, alors que l'utilisation de la molécule est interdite depuis 1993 aux Antilles, il serait intéressant de caractériser la dynamique passée de la contamination du milieu marin de façon à y projeter la contamination actuelle de la faune et à éclairer sur ses perspectives d'évolution. Comme la contamination d'un sédiment apparaît stable dans le temps et que l'évolution de la

contamination de la couche de surface se ferait essentiellement par recouvrement avec de nouveaux dépôts, l'histoire de la contamination des sédiments jusqu'à la période actuelle pourrait être étudiée à partir de carottes de sédiments prélevées dans des sites peu soumis aux aléas climatiques (baies). Cette proposition rejoint une préoccupation de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques qui a recommandé des études précises sur la dynamique de la pollution en milieu marin (Le Déault & Proccacia 2009). L'opération pourrait également servir à cartographier la contamination des sédiments de surface dans le système étudié. Cette approche devrait être conduite en relation étroite avec les recherches menées par le Cemagref sur la dynamique des flux de contaminants sur les bassins versants.

Impact de la contamination sur les écosystèmes. Les connaissances sur la toxicité de la chlordécone vis-à-vis de la faune marine sont encore très partielles. Certaines données mériteraient d'être confirmées. Il y a dans ce domaine un champ potentiel d'investigation très vaste. Ainsi, si les effets directs sur les espèces d'intérêt halieutique sont peu probables lors d'une exposition à la chlordécone dans la colonne d'eau, les effets à plus long terme, à travers la bioamplification dans les réseaux trophiques ou à travers l'absorption de sédiments contaminés ne peuvent être écartés. Or, les connaissances sur le comportement des espèces marines vis-à-vis de la molécule (physiologie, métabolisation, etc.) sont également très partielles. Des programmes de recherche des effets sur la reproduction des espèces endémiques aux Antilles (perturbations histopathologiques, niveau de vitellogénine) sont également à encourager.

Consolidation de la qualité des analyses de la chlordécone. Les mesures de chlordécone répondent essentiellement à deux types de besoins, d'une part la quantification de la contamination dans les différents compartiments des écosystèmes, d'autre part le contrôle de conformité de la qualité des produits, en particulier ceux destinés à la consommation humaine en référence à la réglementation. Les attentes en matière de précision et d'incertitude attachées aux résultats d'analyse diffèrent selon le type de besoin. Quoiqu'il en soit, les premières explorations menées sur les données d'analyse de la concentration en chlordécone laissent planer une interrogation sur la qualité des résultats actuellement obtenus par les méthodes en vigueur dans différents laboratoires. Un approfondissement de cette question paraît indispensable alors que des efforts importants sont déployés pour améliorer la connaissance de la contamination des systèmes marins antillais par la chlordécone.

Dans un premier temps, pour contribuer à l'effort de recherche vis-à-vis du premier type de besoin exprimé ci-dessus (donc hors du champ du contrôle réglementaire), l'Ifremer se propose de poursuivre de façon plus systématique le travail de comparaison des résultats obtenus par différentes méthodes actuellement mises en œuvre. Il s'agira de soumettre à analyse par ces différentes méthodes et par différents laboratoires régulièrement sollicités pour ce type d'analyse des échantillons homogènes préparés par un seul laboratoire. A ce stade, l'objectif est de consolider la connaissance de l'état de l'art en matière d'analyse de la chlordécone. Cette exploration n'exclut pas la nécessité d'un travail approfondi sur l'analyse de chlordécone devant déboucher sur un protocole analytique parfaitement validé. Cette approche devrait vraisemblablement être intégrée au plan d'action Chlordécone (Anon. 2007).

Besoin d'action de remédiation en amont du milieu marin. Face à l'étendue de la contamination du milieu marin et aux perspectives de poursuite de ce processus prévu par les agro-environnementalistes dans les conditions actuelles, la recherche de voies d'atténuation des flux de contamination des sols contaminés vers la mer représente un enjeu majeur vis-à-vis des écosystèmes marins. Il apparaît primordial que des efforts de recherche soient conduits pour tendre dès que possible vers la résolution de cette question.

[IV] Caractérisation de la contamination par d'autres substances chimiques autour de la Martinique

Une partie des échantillons qui ont fait l'objet de recherche de chlordécone ont aussi été analysés pour faire un état de la contamination par d'autres substances chimiques présentes dans le milieu marin, qu'elles soient d'origine naturelle (fonds géochimiques, Lions *et al.* 2008) ou liées aux activités humaines. Les investigations ont été menées sur les groupes de molécules suivants : métaux, arsenic, organostanniques et composés organiques persistants. Des analyses ont été effectuées sur des sédiments et sur des organismes vivants. Le choix des organismes vivants comme matrice privilégiée pour cette étude a établi une sélection des contaminants étudiés écartant toutes les substances solubles et très peu persistantes qui ne sont pas bioaccumulées.

Seulement une partie des échantillons constitués pour l'étude sur la contamination par la chlordécone ont été retenus pour la présente série de travaux. La répartition des échantillons par type de matrice (sédiment / organismes vivants) et par groupe de molécules sont présentés dans la Fig. 25. Le détail des échantillonnages sera présenté dans chacune des sections ci-dessous.

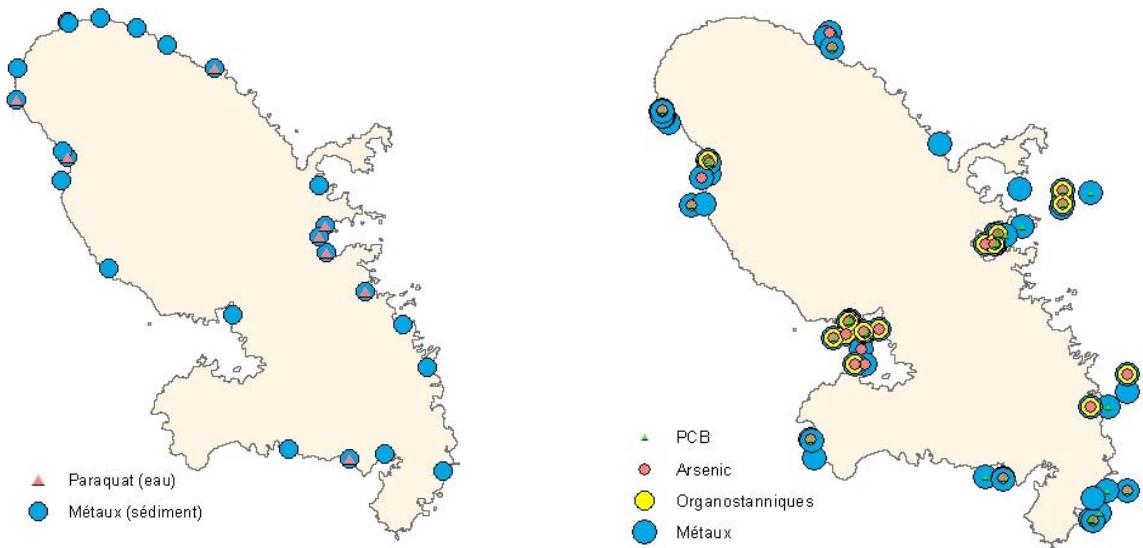


Fig. 25. Localisation des échantillons analysés pour l'étude des contaminants autres que la chlordécone autour de la Martinique en 2008 (à gauche dans les sédiments et dans l'eau à l'embouchure des cours d'eau, à droite en mer dans les organismes vivants).

IV.1 Recherche de contaminants métalliques dans les sédiments et dans la faune

IV.1.1 Contexte

A la différence de nombreux contaminants organiques qui eux sont le plus souvent produits par synthèse chimique, les métaux sont naturellement présents dans l'environnement. Toutefois les activités humaines, comme la combustion de carburants fossiles, la métallurgie, l'industrie chimique, l'incinération de déchets urbains contribuent à l'émission de métaux à l'état de traces que l'on retrouve dans tout l'environnement, air, eaux de surface, sédiments superficiels et ressources biologiques. Certains de ces éléments sont très toxiques. Pour ces raisons ils peuvent faire partie des substances à suivre dans les eaux de surface et de transition (directive cadre sur l'eau - DCE) et leurs teneurs dans les produits alimentaires sont réglementées (cas de Hg, Cd, et Pb). La détermination de certains métaux dans les sédiments et les organismes du littoral de la Martinique répond au souci d'une meilleure connaissance des niveaux de présence de ces éléments dans l'écosystème côtier martiniquais.

Les recherches d'éléments métalliques dans les sédiments littoraux et dans la faune halieutique ont été effectuées sur une partie des échantillons prélevés pour la caractérisation de la contamination par la chlordécone.

- Quatorze éléments métalliques ont été recherchés dans les sédiments estuariens : le mercure (Hg), le lithium (Li), le vanadium (V), le chrome (Cr), le manganèse (Mn), le cobalt (Co), le nickel (Ni), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), l'argent (Ag), le cadmium (Cd), le plomb (Pb), l'aluminium (Al) et le fer (Fe).
- En outre, l'étude a porté sur la mesure de huit éléments métalliques dans la chair de mollusques, de crustacés et de poissons : l'argent (Ag), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le mercure total (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn). L'échantillonnage des espèces retenues est décrit ailleurs. Le sous-échantillonnage qui a globalement consisté en la prise de toute la chair d'au moins trois individus, un broyage grossier au scalpel, une homogénéisation et une distribution en différentes aliquotes destinées à différents types d'analyses et/ou d'intercomparaisons est décrit ailleurs.

IV.1.2 Données de référence sur les molécules métalliques recherchées

IV.1.2.1 Les éléments toxiques : cadmium, mercure et plomb

Pour ces trois métaux toxiques, les teneurs maximales dans les produits de la mer destinés à l'alimentation sont réglementées au niveau européen (Anon. 2006b) et des doses d'exposition maximales ont été établies par les instances internationales (JECFA 1989) (OMS-FAO : Comité d'experts joint de l'Organisation mondiale de la santé et de l'Organisation de l'agriculture et de l'alimentation).

Le cadmium

La présence de cadmium dans les engrains phosphatés et dans le charbon ainsi que son utilisation dans l'industrie ont conduit à sa dissémination dans l'environnement. Le cadmium est toxique, pouvant à fortes doses entraîner des troubles néphrétiques et osseux ; il est classé cancérogène (cancérogène du groupe I selon l'IARC). D'un point de vue environnemental, c'est une substance classée prioritaire par la directive cadre eau (DCE).

Niveaux de cadmium dans divers compartiments de l'environnement et normes

Sédiment

Bruit de fond (BF sédiments) 200-350 µg/kg p.s.

Sédiment marin au débouché de l'estuaire de Seine : 0,1-10 mg/kg p.s.

Quelques niveaux référence mesurés dans les organismes littoraux

Mollusques (Claisse *et al.* 2006)

Moules

| | | |
|------------------------|-------------------------------|-----------------------|
| - Manche et Atlantique | 0,15 (0,04 – 0,75) mg/kg p.f. | <i>Mytilus edulis</i> |
| - Méditerranée | 0,18 (0,04 – 2) mg/kg p.f. | <i>Mytilus spp.</i> |

Huîtres

| | | |
|------------------------|--------------------------------|-------------------------------|
| - Manche et Atlantique | 0,35 (0,08 – 11) mg/kg p.f. | <i>Crassostrea gigas</i> |
| - Antilles | 0,07 (0,03 – 0,23) mg/kg p.f. | <i>Isognomon alatus,</i> |
| . | 0,08 (0,024 – 0,13) mg/kg p.f. | <i>Crassostrea rhizophora</i> |

Crustacés (AESN 2008)

Crabe - Baie de Seine 0,08 – 1,2 mg/kg ph

Poissons marins (baie de Seine, mesures dans chair) (AESN 2008)

Bar - Baie de Seine 0,0002 – 0,01 mg/kg p.f.

Plie, sole " 0,01 – 0,04 mg/kg p.f.

Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine)

Concentrations maximales admissibles (CMA) dans les produits de la mer (mg/kg p.f.) (Anon. 2008c)

Poissons : 0,05 – 0,1 ; Poissons prédateurs : 0,3 ; Crustacés : 0,5 (à l'exception des Palinuridae) ;

Céphalopodes : 1 et Mollusques bivalves : 1

Dose tolérable admissible

Dose hebdomadaire tolérable 2,5 µg/kg poids corporel / semaine

Groupe Experts Contaminants de l'EFSA (Anon. 2009). Cette DHA fixée jusqu'à maintenant à 7 µg/kg de poids corporel/semaine a été abaissée très récemment.

Le mercure

Le mercure est présent naturellement dans la croûte terrestre sous forme de sulfure. Sa présence dans l'environnement a des origines naturelles (éruptions volcaniques) et industrielles, notamment par l'industrie chimique (production de chlore et de soude, métallurgie, combustion de combustibles fossiles). Ces utilisations ont bien diminué. Le mercure, très volatil, est entraîné par la circulation atmosphérique. Dans le milieu aquatique il se transforme en méthyl-mercure qui est la forme bioaccumulée : des teneurs élevées en mercure supérieures à 1 mg/kg p.f. sont ainsi mesurées dans la chair des grands prédateurs comme les thonidés et les espadons. Le mercure est toxique ; il peut entraîner des troubles du système nerveux (maladie de Minamata), des atteintes du développement foetal, du système immunitaire, et est classé comme cancérogène possible (cancérogène 2 B selon l'IARC). Du point de vue environnemental le mercure est classé comme substance prioritaire de la directive cadre eau (DCE). Il est reconnu que la consommation de poisson contribue significativement à l'exposition humaine.

Mercure : niveaux dans divers compartiments de l'environnement et normes

Sédiment

Bruit de fond (BF sédiments) 10 µg/kg p.s.

Sédiment marin au débouché de l'estuaire de Seine : 0,1-10 mg/kg p.s.

Quelques niveaux référence mesurés dans les organismes littoraux

Mollusques (Claisse *et al.* 2006)

Moules

| | | |
|------------------------|----------------------------------|--------------------------------|
| - Manche et Atlantique | 0,024 (0,006 – 0,106) mg/kg p.f. | <i>Mytilus edulis</i> |
| - Méditerranée | 0,024 (0,008 – 0,136) mg/kg p.f. | <i>Mytilus spp.</i> |
| Huîtres | | |
| - Manche et Atlantique | 0,04 (0,008 – 0,102) mg/kg p.f. | <i>Crassostrea gigas</i> |
| - Antilles | 0,02 (0,008 – 0,044) mg/kg p.f. | <i>Isognomon alatus</i> |
| . | 0,08 (0,008 – 0,03) mg/kg p.f. | <i>Crassostrea rhizophorae</i> |

Crustacés (AESN 2008)

Crabe - Baie de Seine 0,08 – 1.2 mg/kg pf

Poissons marins (baie de Seine, mesures dans chair) (AESN 2008)

Bar - Baie de Seine 0,08 (0,05 – 0,5) mg/kg p.f.

Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine)

Concentrations Maximales Admissibles dans les produits de la mer (mg/kg p.f.) (Anon. 2008c)

Poissons prédateurs : 1 ; autres produits de la mer 0,5 (crustacés, mollusques)

Dose tolérable admissible

Dose hebdomadaire tolérable (DHT) : 1,6 µg/kg poids corporel / semaine (Efsa 2004)

Le plomb

Plomb : niveaux dans divers compartiments de l'environnement et normes

Sédiment

Bruit de fond (BF sédiments) 13 – 50 mg/kg p.s.

Sédiment marin

côtes de France <150 mg/kg p.s.
zones portuaires 50-300 mg/kg p.s.

Quelques niveaux référence mesurés dans les organismes littoraux

Mollusques (Claisse *et al.* 2006)

Moules

| | | |
|------------------------|-------------------------------|--------------------------------|
| - Manche et Atlantique | 0,28 (0,08 – 1,92) mg/kg p.f. | <i>Mytilus edulis</i> |
| - Méditerranée | 0,36 (0,02 – 5,54) mg/kg p.f. | <i>Mytilus spp.</i> |
| Huîtres | | |
| - Manche et Atlantique | 0,28 (0,08 – 1,22) mg/kg p.f. | <i>Crassostrea gigas</i> |
| - Antilles | 0,04 (0,02 – 3,66) mg/kg p.f. | <i>Isognomon alatus</i> |
| . | 0,04 (0,02 – 0,68) mg/kg p.f. | <i>Crassostrea rhizophorae</i> |

| | | |
|--|-----------------|---------------------------------|
| Crustacés | | |
| Crabe | - Baie de Seine | 0,1 – 0,4 mg/kg p.f. |
| Poissons marins (baie de Seine, mesures dans chair) | | |
| Bar | - Baie de Seine | 0,012 (0,007 – 0,08) mg/kg p.f. |
| Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine) | | |
| <i>Concentrations Maximales Admissibles dans les produits de la mer</i> (mg/kg p.f.) (Anon. 2006b) | | |
| <i>Chair de poisson, 0,3 ; crustacés 0,5 ; mollusques bivalves 1,5 ; céphalopodes : 1</i> | | |
| Dose tolérable admissible | | |
| <i>Dose hebdomadaire tolérable DHT : 25 µg/kg poids corporel/semaine</i> | | |

IV.1.2.2 L'argent

Il existe relativement peu d'information sur les teneurs en argent dans les organismes marins. Toutefois, les travaux réalisés dans le cadre du RNO aux Antilles ont signalé des niveaux de contamination par l'argent préoccupants en baie du Marin (matrice suivie : l'huître plate de palétuvier *Isognomon alatus*) (RNO 2006).

L'argent a été principalement utilisé en métallurgie, bijouterie et fabrication des monnaies. Les sels d'argent (nitrate d'argent) ont été utilisés en photographie. Ils constituent l'origine essentielle de la contamination argentique en milieu naturel. Les utilisations plus récentes de l'argent autres que l'orfèvrerie concernent les alliages pour soudure et l'utilisation de sels d'argent comme agents bactéricides.

Toxique pour les micro-organismes (sels d'argent), cet élément n'est pas réputé très toxique pour l'homme. Le principal effet connu est l'argyrie, intoxication à l'argent se traduisant par une coloration grise de la peau (US Agency for Toxic Substances and Disease Registry ASTDR).

Argent : niveaux dans divers compartiments de l'environnement et normes

Quelques niveaux de référence en Ag mesurés dans les organismes littoraux

Mollusques (Claisse *et al.* 2006)

Moules

| | | |
|------------------------|----------------------------------|-----------------------|
| - Manche et Atlantique | 0,24 (0,006– 1,55) mg/kg p.f. | <i>Mytilus edulis</i> |
| - Méditerranée | 0,006 (0,002 – 0,072) mg/kg p.f. | <i>Mytilus spp.</i> |

Huîtres

| | | |
|------------------------|----------------------------------|--------------------------------|
| - Manche et Atlantique | 1,74 (0,152 – 19,8) mg/kg p.f. | <i>Crassostrea gigas</i> |
| - Antilles | 0,006 (0,002 – 5,44) mg/kg p.f. | <i>Isognomon alatus</i> |
| . | 0,096 (0,032 – 0,194) mg/kg p.f. | <i>Crassostrea rhizophorae</i> |

Crustacés (Abarnou & Duchemin 2008; AESN 2008)

| | |
|--------------------------|-----------------|
| Etrilles - Baie de Seine | 0,61 mg/kg p.f. |
|--------------------------|-----------------|

Poissons marins (baie de Seine, mesures dans chair)

| | |
|---------------------|---------------------------|
| Bar - Baie de Seine | 0,002 – 0,033 mg/kg p.f. |
| Plie, sole " | 0,0002 – 0,005 mg/kg p.f. |

Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine)

Dose tolérable admissible DJA : 5 µg/kg p.c. /j

<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp146.pdf> , <http://www.epa.gov/iris/subst/0099.htm>

IV.1.2.3 Les autres métaux : cuivre, chrome, nickel et zinc

Le cuivre

Le cuivre est largement utilisé en métallurgie, en plomberie et dans le matériel électrique, ainsi qu'en agriculture dans les formulations d'insecticides et de fongicides. Les élevages intensifs et les épandages de lisier qui en proviennent sont une source de cuivre pour l'environnement du fait de son utilisation en complément alimentaire. Le cuivre est un oligo-élément essentiel intervenant dans divers métabolismes.

Niveaux en Cu dans divers compartiments de l'environnement et normes

Sédiment marin

zones portuaires 24 (10 – 750) mg/kg p.s. (AESN 2008)

Quelques niveaux référence mesurés dans les organismes littoraux

Mollusques (Claisse *et al.* 2006)

Moules

| | | |
|------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| - Manche et Atlantique | 1,34 (0,8 – 4,6) mg/kg p.f. | <i>Mytilus edulis</i> |
| - Méditerranée | 1,36 (0,76 – 13,4) mg/kg p.f. | <i>Mytilus spp.</i> |
| Huîtres | | |
| - Manche et Atlantique | 38 (1,34 – 442) mg/kg p.f. | <i>Crassostrea gigas</i> |
| - Antilles | 1,8 (1,08 – 16,6) mg/kg p.f. | <i>Isognomon alatus</i> |
| . | 16,8 (1,8 – 49,6) mg/kg p.f. | <i>Crassostrea rhizophora</i> |

Crustacés

Etrille Crabe - Baie de Seine 5,5 mg/kg p.f.

Poissons marins (Baie de Seine, mesures dans chair)

| | | |
|------------|-----------------|----------------------|
| Bar | - Baie de Seine | 2,5 - 200 mg/kg p.f. |
| Plie, sole | " | 0,6 - 15 mg/kg p.f. |

Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine)

Apport nutritionnel minimum : 0,2 – 0,3 mg/jour pour l'enfant ; 0,6 mg/jour pour l'adulte

Limites de sécurité : 35 mg/jour

Pas de dose tolérable admissible en vigueur

Le chrome

Le chrome est principalement utilisé en métallurgie, lors de la fabrication des textiles, en tannerie et dans la fabrication de peintures. Dans les aliments, il se trouve à l'état trivalent (CrIII) qui est un oligo-élément.

Niveaux en Cr dans divers compartiments de l'environnement et normes

Sédiment marin (AESN 2008)

zones portuaires : 49 mg/kg p.s.

Quelques niveaux référence mesurés dans les organismes littoraux

Mollusques (Claisse *et al.* 2006)

Moules

| | | |
|------------------------|----------------------------------|-------------------------------|
| - Manche et Atlantique | 0,234 (0,064 – 1,842) mg/kg p.f. | <i>Mytilus edulis</i> |
| - Méditerranée | 0,166 (0,024 – 0,754) mg/kg p.f. | <i>Mytilus spp.</i> |
| Huîtres | | |
| - Manche et Atlantique | 0,174 (0,03–2,82) mg/kg p.f. | <i>Crassostrea gigas</i> |
| - Antilles | 0,124 (0,046–3,86) mg/kg p.f. | <i>Isognomon alatus</i> |
| . | 0,142 (0,072 – 1,44) mg/kg p.f. | <i>Crassostrea rhizophora</i> |

Crustacés

Crabe - Baie de Seine 0,1 – 0,4 mg/kg p.f.

Poissons marins (baie de Seine, mesures dans chair)

Bar - Baie de Seine 0,012 (0,007 – 0,08) mg/kg p.f.

Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine)

Pas de Concentrations Maximales Admissibles fixées dans les produits de la mer.

Pas de Dose tolérable admissible

Limite de sécurité, CrIII : 1000 µg/j (adulte) (Leblanc 2004)

Le nickel

Les sources d'émission de nickel dans l'environnement sont la métallurgie et l'industrie (production d'acier inoxydable, batteries électriques, catalyseurs pour l'industrie chimique). Le nickel métal n'est pas

très toxique à la différence des composés organiques du nickel, qui sont classés comme cancérogènes pour l'homme (groupe I de la classification internationale). Le nickel est un oligo-élément.

Niveaux de présence en Ni dans divers compartiments de l'environnement et normes

Sédiment marin

zones portuaires 20-50 mg/kg p.s. (AESN 2008)

Quelques niveaux référence mesurés dans les organismes littoraux

Mollusques (Claisse *et al.* 2006)

Moules

- Manche et Atlantique 0,31 (0,09 – 1,2) mg/kg p.f. *Mytilus edulis*
- Méditerranée 0,30 (0,09 – 1,68) mg/kg p.f. *Mytilus spp.*

Huîtres

- Manche et Atlantique 0,20 (0,068 – 0,97) mg/kg p.f. *Crassostrea gigas*
- Antilles 0,13 (0,062 – 1,45) mg/kg p.f. *Isognomon alatus*
- . 0,19 (0,09 – 0,27) mg/kg p.f. *Crassostrea rhizophorae*

Crustacés

Etrilles - Baie de Seine 0,11 mg/kg p.f.

Poissons marins (baie de Seine, mesures dans la chair)

Bar - Baie de Seine 0,9 (0,07 – 8) mg/kg p.f.

Plie, sole, " 0,01 – 0,18 mg/kg p.f.

Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine)

Pas de concentrations Maximales Admissibles dans les produits de la mer

Pas de Dose tolérable admissible

Limites de sécurité : 600 µg/jour

Le zinc

Les sources de zinc dans l'environnement sont principalement la métallurgie et la galvanoplastie, la fabrication et l'utilisation de piles électriques, la protection anticorrosion, la corrosion des toitures, l'industrie pharmaceutique. Le zinc est un oligo-élément essentiel intervenant dans la croissance et le développement. Absorbé en excès, il peut provoquer des troubles intestinaux.

Niveaux de présence en Zn dans divers compartiments de l'environnement et normes

Sédiments

Bruit de fond (BF sédiments) 13 – 50 mg/kg p.s.

Sédiment marin

- baie de Seine 15 – 70 mg/kg p.s.
- zones portuaires 155 mg/kg p.s.

Quelques niveaux de référence mesurés dans les organismes littoraux

Mollusques (Claisse *et al.* 2006)

Moules

- Manche et Atlantique 17 (7,2 – 82) mg/kg p.f. *Mytilus edulis*
- Méditerranée 30 (8,6 – 71,4) mg/kg p.f. *Mytilus spp.*

Huîtres

- Manche et Atlantique 462 (85 – 1406) mg/kg p.f. *Crassostrea gigas*
- Antilles 921 (195 – 2690) mg/kg p.f. *Isognomon alatus*
- . 330 (177 – 625) mg/kg p.f. *Crassostrea rhizophora*

Crustacés

Etrilles - Baie de Seine 34 mg/kg p.f.

Poissons marins (baie de Seine, mesures dans la chair)

Bar - Baie de Seine 6 - 132 mg/kg p.f.

Plie, sole " 3 - 10 mg/kg p.f.

Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine)

Pas de concentrations maximales admissibles dans les produits de la mer

Pas de dose tolérable

Apport nutritionnel minimum : 1,6 – 3,6 mg/jour pour enfants ; 4 - 5 mg/jour pour adultes

Limites de sécurité 10 - 30 mg/jour enfants ; 25 - 60 mg/jour adultes

IV.1.3 Méthodologie

Les analyses des éléments traces sont réalisées sur le sédiment (fraction granulométrique inférieure à 2 mm) ou sur la chair des organismes après lyophilisation. Les résultats sont obtenus en mg (ou µg pour l'argent) /kg poids sec. Ils peuvent être retracés en poids frais à partir des teneurs en eau déterminées par pesée des échantillons avant et après lyophilisation.

Les sédiments fins ont été prélevés à l'aval des rivières, mais en amont de l'influence de la marée. Les prélèvements ont été effectués à la main, en surface, dans des flacons de polyéthylène préalablement lavés à l'acide selon une procédure en accord avec la mesure de métaux en traces. De retour au laboratoire, les échantillons ont été congelés immédiatement.

Pour les métaux, les protocoles analytiques pour les analyses dans les prélèvements de sédiments ou dans les tissus biologiques sont identiques (Cossa *et al.* 2002; Chiffolleau *et al.* 2003). Les échantillons de sédiments ou de tissus biologiques ont été séchés par lyophilisation, puis minéralisés totalement par un mélange acide comprenant HCl, HNO₃ et HF. La mesure des métaux a été effectuée en spectrométrie de flamme (Al, Fe), électrothermique (Cr), ICP-MS (Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Co, V, Li, Mn) ou en analyseur automatique de mercure (Hg). La qualité des mesures a été assurée par mesure systématique de standards de sédiments à concentration certifiée. Les performances des méthodes et les paramètres de qualité sont fournis dans le Tabl. 15. D'autre part, le laboratoire participe sur une base régulière et avec succès à des exercices internationaux d'intercomparaison (QUASIMEME).

Tabl. 15. Performances analytiques pour les métaux dans les organismes (sauf Hg).

| | Ag | Cd | Cu | Ni | Pb | Zn |
|---------------------------------------|-------|-------|-------|--------|-----|-------|
| Limite de détection (mg/kg p.s.) | 0,02 | 0,02 | 0,3 | 0,09 | 0,2 | 3 |
| Limite de quantification (mg/kg p.s.) | 0,05 | 0,08 | 1 | 0,3 | 0,5 | 9 |
| Reproductibilité (%) | 3 - 6 | 4 - 5 | 3 - 4 | 7 - 15 | 9 | 2 - 7 |

IV.1.4 Résultats

IV.1.4.1 Dans les sédiments

L'ensemble des résultats des mesures dans les sédiments est donné dans le Tabl. 16. La moyenne des concentrations ainsi que la comparaison des moyennes mesurées sur l'ensemble des prélèvements de cette campagne avec les valeurs moyennes de la croûte terrestre sont fournies dans le Tabl. 17. Il apparaît ainsi que les sédiments sont particulièrement riches en zinc et en vanadium (2 fois les valeurs de la croûte terrestre) et pauvres en chrome et en nickel (10% des valeurs de la croûte).

Tabl. 16. Concentrations en métaux (rapportées en mg/kg poids sec) des échantillons de sédiment d'embouchure de rivière de Martinique (printemps 2008).

* unité en mg/kg ; les numéros de sites renvoient à la carte de la Fig. 4.

| Site | Hg | Li | V | Cr | Mn | Co | Ni | Cu | Zn | Ag | Cd | Pb | Al | Fe |
|--------------------------|-------|----|-----|----|------|----|----|-----|-----|------|------|------|-----|------|
| | Unité | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | % | % |
| 1 - Grand Rivière I | 0.003 | 10 | 205 | 7 | 1584 | 29 | 7 | 31 | 132 | 0.04 | 0.13 | 3.5 | 6.3 | 5.7 |
| 2 - Grand Rivière II | 0.016 | 15 | 140 | 7 | 1196 | 20 | 6 | 40 | 96 | 0.07 | 0.13 | 8.3 | 8.1 | 4.7 |
| 3 - Rivière Macouba | 0.011 | 12 | 134 | 5 | 1272 | 22 | 6 | 43 | 94 | 0.06 | 0.15 | 5.8 | 7.4 | 4.1 |
| 4 - Rivière Basse Pointe | 0.039 | 14 | 100 | 6 | 1234 | 19 | 6 | 63 | 244 | 0.10 | 0.29 | 94.9 | 7.4 | 4.2 |
| 5 - Rivière Capot | 0.004 | 10 | 206 | 7 | 1985 | 31 | 7 | 30 | 169 | 0.05 | 0.14 | 5.1 | 5.7 | 6.2 |
| 6 - Rivière du Lorrain | 0.029 | 13 | 465 | 16 | 2494 | 42 | 12 | 47 | 224 | 0.06 | 0.19 | 7.9 | 5.3 | 10.3 |
| 7 - Rivière du Galion | 0.038 | 12 | 451 | 20 | 2038 | 43 | 14 | 83 | 262 | 0.06 | 0.18 | 36.2 | 6.8 | 10.0 |
| 8 - Rivière Gaschette | 0.046 | 32 | 277 | 20 | 1254 | 27 | 11 | 105 | 176 | 0.06 | 0.09 | 17.9 | 9.2 | 7.6 |
| 9 - Rivière Cacao | 0.043 | 24 | 229 | 8 | 1117 | 26 | 5 | 113 | 151 | 0.06 | 0.16 | 13.6 | 6.7 | 6.6 |
| 10 - Rivière Mansarde | 0.039 | 13 | 249 | 25 | 1911 | 30 | 13 | 107 | 312 | 0.21 | 0.32 | 32.6 | 7.9 | 7.1 |
| 11 - Rivière du François | 0.051 | 27 | 262 | 18 | 1069 | 34 | 9 | 123 | 155 | 0.20 | 0.17 | 14.3 | 8.8 | 8.2 |

| Site | Hg | Li | V | Cr | Mn | Co | Ni | Cu | Zn | Ag | Cd | Pb | Al | Fe |
|------------------------------------|-------|----|-----|----|------|----|----|-----|-----|------|------|------|------|------|
| | Unité | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | * | % | % |
| 12 - Rivière du Simon | 0.027 | 20 | 376 | 17 | 1714 | 40 | 8 | 134 | 120 | 0.05 | 0.17 | 10.3 | 8.2 | 8.6 |
| 13 - Rivière du Vauclin | 0.025 | 21 | 308 | 14 | 869 | 37 | 10 | 179 | 121 | 0.06 | 0.16 | 12.4 | 9.1 | 7.8 |
| 14 - Rivière des Ebichets | 0.003 | 4 | 18 | 10 | 388 | 43 | 5 | 4 | 11 | 0.02 | 0.04 | 1.1 | 3.4 | 0.7 |
| 15 - Rivière du Marin | 0.049 | 19 | 228 | 21 | 2892 | 34 | 12 | 180 | 236 | 0.10 | 0.25 | 63.6 | 7.5 | 6.4 |
| 16 - Rivière Pilote | 0.041 | 29 | 440 | 22 | 1045 | 40 | 13 | 210 | 164 | 0.06 | 0.15 | 27.0 | 9.5 | 10.3 |
| 17 - Rivière Oman (Trois rivières) | 0.072 | 21 | 234 | 29 | 979 | 30 | 10 | 83 | 122 | 0.11 | 0.16 | 22.3 | 9.4 | 6.3 |
| 18 - Rivière de l'anse Céron | 0.027 | 14 | 136 | 11 | 1437 | 18 | 7 | 39 | 102 | 0.06 | 0.14 | 6.8 | 7.2 | 4.5 |
| 19 - Rivière la Lézarde | 0.058 | 23 | 315 | 26 | 1783 | 31 | 12 | 96 | 290 | 0.13 | 0.21 | 16.5 | 10.1 | 7.5 |
| 20 - Rivière Case Pilote | 0.035 | 14 | 199 | 16 | 1187 | 25 | 8 | 44 | 115 | 0.06 | 0.15 | 11.8 | 7.7 | 5.5 |
| 21 - Rivière du Carbet | 0.046 | 26 | 112 | 11 | 958 | 19 | 7 | 54 | 88 | 0.07 | 0.17 | 13.0 | 9.7 | 4.4 |
| 22 - Rivière Roxelane | 0.018 | 11 | 165 | 10 | 1672 | 28 | 8 | 48 | 173 | 0.05 | 0.16 | 11.8 | 6.6 | 5.5 |
| 23 - Rivière des Pères | 0.003 | 16 | 70 | 3 | 930 | 15 | 3 | 48 | 81 | 0.08 | 0.12 | 12.9 | 7.6 | 2.9 |
| 24 - Rivière du Précheur | 0.001 | 11 | 181 | 5 | 1195 | 23 | 5 | 45 | 95 | 0.04 | 0.11 | 4.1 | 6.8 | 4.4 |

Tabl. 17. Valeurs moyennes des concentrations métalliques dans les sédiments d'embouchure de rivière de Martinique (printemps 2008).

* CT : croûte terrestre

| Élément | Unité | Concentration en Martinique (MTQ) Moyenne ± écart-type (mini – maxi) | Abondance dans la CT* | MTQ/CT |
|---------|-------|---|--------------------------|--------|
| Al | % | 7,8 ± 1,3 (5,3 - 10,1) | 8,23 | 0,9 |
| Fe | % | 6,5 ± 2,1 (2,9 - 10,3) | 5,63 | 1,2 |
| Li | µg/g | 18 ± 6 (10 - 32) | 20 | 0,9 |
| Mn | µg/g | 1470 ± 525 (869 - 2892) | 950 | 1,5 |
| Ag | µg/g | 0,08 ± 0,05 (0,04 - 0,21) | 0,075 | 1,1 |
| Cd | µg/g | 0,17 ± 0,05 (0,09 - 0,32 | 0,15 | 1,1 |
| Co | µg/g | 29 ± 8 (15 - 43) | 25 | 1,2 |
| Cu | µg/g | 85 ± 52 (30 - 210) | 60 | 1,4 |
| Cr | µg/g | 14 ± 8 (3 - 29) | 102 | 0,14 |
| Hg | µg/g | 0,031 ± ,019 (0,001 - 0,072) | 0,085 | 0,4 |
| Ni | µg/g | 8,6 ± 3,0 (3,4 - 13,5) | 84 | 0,10 |
| Pb | µg/g | 20 ± 21 (3 - 95) | 14 | 1,4 |
| Zn | µg/g | 162 ± 68 (81 - 312) | 70 | 2,3 |
| V | µg/g | 238 ± 112 (70 - 765) | 120 | 2,0 |

Ces mesures présentent une grande variabilité lié aux caractéristiques des sols en Martinique (Lions *et al.* 2008) et à d'éventuels apports d'origine anthropique.

Il existe plusieurs types d'incorporation des métaux dans les sédiments. Le premier est l'inclusion de ces éléments dans la matrice sédimentaire. Les éléments sont des constituants de la matrice qui sera donc plus ou moins enrichie suivant la nature géologique de l'endroit. Le deuxième est l'association d'éléments traces à la surface des particules. Ces éléments, naturels ou contaminants, auront des tendances diverses à s'associer suivant leur affinité avec les argiles, la matière organique, les phases réduites ou oxydées du sédiment. En conséquence, il existe des risques très importants de mauvaise interprétation de résultats si le sédiment n'est pas caractérisé. Des paramètres explicatifs ont donc été fournis : Al, élément constitutif des argiles, utilisé habituellement comme paramètre normalisateur de la granulométrie, Li autre paramètre normalisateur des apports terrigènes, Fe et Mn comme témoins du degré d'oxydation des sédiments.

Corrélation entre normalisateurs et contaminants

La première opération sur les résultats a consisté à projeter les concentrations des paramètres normalisateurs (Al, Fe, Li) les uns en fonction des autres, de dégager les paramètres les plus intéressants, puis de projeter les éléments traces en fonction du normalisateur choisi (Fig. 26). Dans cette première analyse, on peut observer que ces trois paramètres auxquels on a ajouté le manganèse ne montrent pas une très forte corrélation entre eux, ce qui est relativement rare dans les études de sédiments de surface où très souvent le fer et l'aluminium sont fortement corrélés.

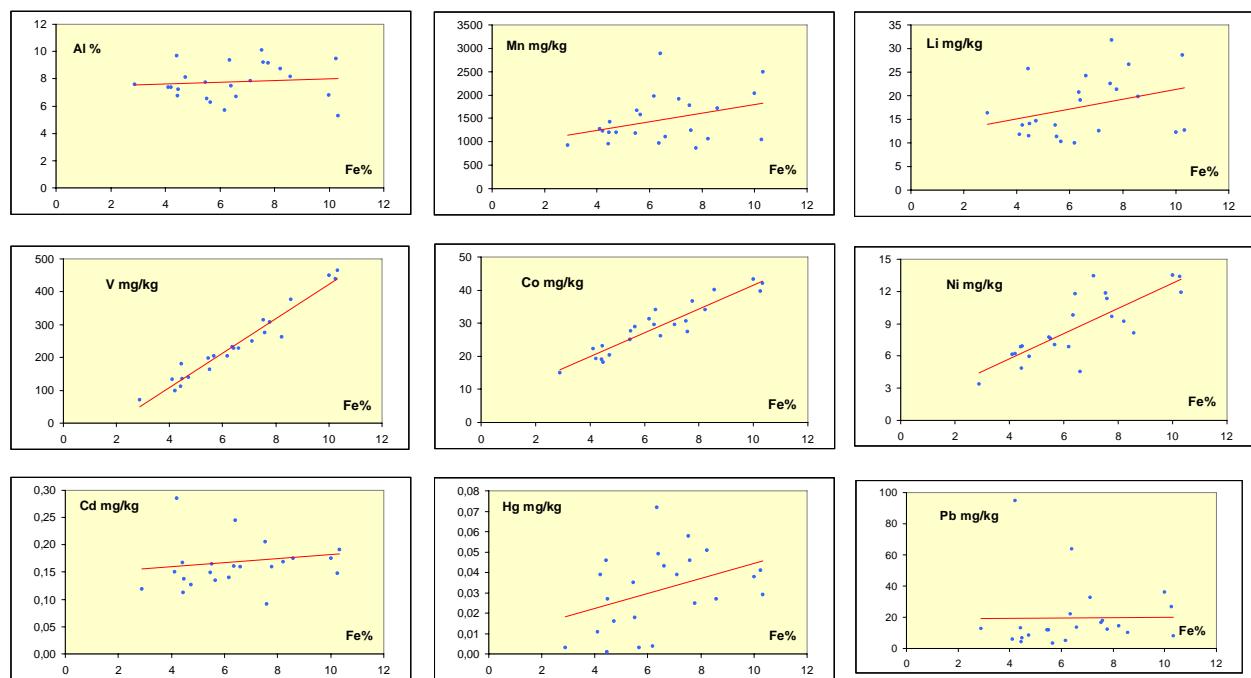


Fig. 26. Corrélations entre concentrations de divers éléments traces mesurés dans les sédiments et leur teneur en fer.

L'opération suivante a donc consisté à calculer les coefficients de corrélation (R^2) entre ces 4 paramètres et les éléments « traces » (Tabl. 18). Cette étude montre que le fer est parfaitement corrélé avec le vanadium et le cobalt. Ceci pourrait être une indication de la composition du substrat martiniquais. Nous choisirons donc *a priori* le fer comme paramètre normalisateur pour la suite de l'étude.

Tabl. 18. Matrice de corrélation des métaux et des paramètres "normalisateurs".

| | Al | Fe | Li | Mn | Hg | V | Cr | Co | Ni | Cu | Zn | Ag | Cd | Pb |
|----|------|------|------|------|-------------|------|-------------|------|------|------|------|------|------|----|
| Al | 0,01 | 0,57 | 0,23 | 0,37 | 0,00 | 0,28 | 0,00 | 0,08 | 0,25 | 0,00 | 0,12 | 0,00 | 0,00 | |
| Fe | | 0,11 | 0,13 | 0,16 | 0,95 | 0,43 | 0,88 | 0,64 | 0,34 | 0,24 | 0,01 | 0,02 | 0,00 | |
| Li | | | 0,13 | 0,40 | 0,06 | 0,20 | 0,02 | 0,07 | 0,42 | 0,00 | 0,03 | 0,02 | 0,00 | |
| Mn | | | | 0,00 | 0,14 | 0,07 | 0,24 | 0,23 | 0,00 | 0,40 | 0,00 | 0,20 | 0,06 | |

Eléments traces

Dans ce substrat très atypique, nous avons adopté une procédure de normalisation en deux temps. Tout d'abord, nous avons postulé comme il est indiqué dans le paragraphe précédent qu'il y avait une part naturelle terrigène dans chaque sédiment, représentée par sa teneur en fer, et avons calculé la contribution de cette part naturelle à la concentration observée de chaque élément qui doit donc être proportionnelle à la teneur en fer.

Ensuite, nous avons retranché cette part naturelle de la concentration observée, ce qui nous a donné la fraction « non naturelle » de chaque élément dans chaque échantillon. Les résultats sont reportés sur la Fig. 27. Ils montrent comme on pouvait s'y attendre une fraction non naturelle de cobalt et de vanadium extrêmement faible. Pour les autres éléments métalliques, la conclusion est difficile du fait de teneurs en aluminium très variables, donc d'une granulométrie très différente de la fraction « non naturelle ».

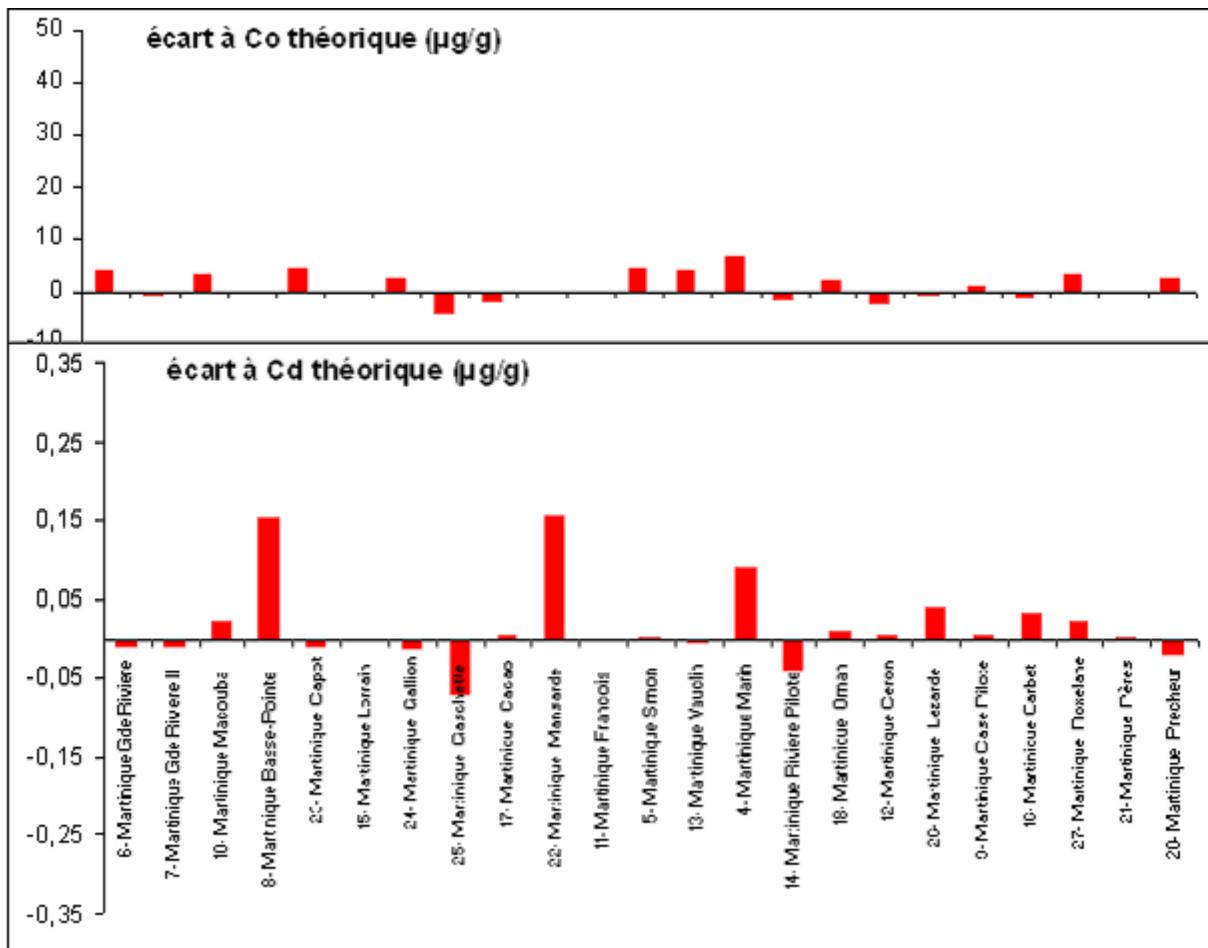


Fig. 27. Représentation des écarts théoriques des teneurs en éléments traces dans les sédiments : exemples du cobalt et du cadmium.

Sur la Fig. 28, nous avons projeté la fraction résiduelle de chaque élément chimique en fonction de la fraction résiduelle d'aluminium. S'il y a corrélation entre le contaminant et l'aluminium, ceci signifie que les variations de concentration du contaminant chimique ne sont dues qu'à une variation de la granulométrie. Si la teneur en contaminant se trouve au-dessus de la droite de régression, ceci signifie qu'il y a un enrichissement du sédiment dû à un autre facteur que la granulométrie. C'est à cette dernière fraction que nous nous intéresserons ici.

Le lithium, le mercure, le chrome et le cuivre ne montrent pas de tendance très claire : les points sont dispersés de part et d'autre de la droite de régression et on ne distingue donc pas de spots de contamination. En revanche, pour les autres éléments chimiques, cette approche met en évidence des concentrations très supérieures aux valeurs « naturelles » espérées. Ces valeurs qui sont reportées dans le Tabl. 19 mettent en évidence trois rivières contaminées : la rivière Mansarde, la rivière du Marin et la rivière Basse-Pointe qui sont contaminées par le zinc, l'argent, le cadmium et le plomb et, dans une moindre mesure, les rivières du Galion (zinc et plomb) et la Lézarde (zinc et argent).

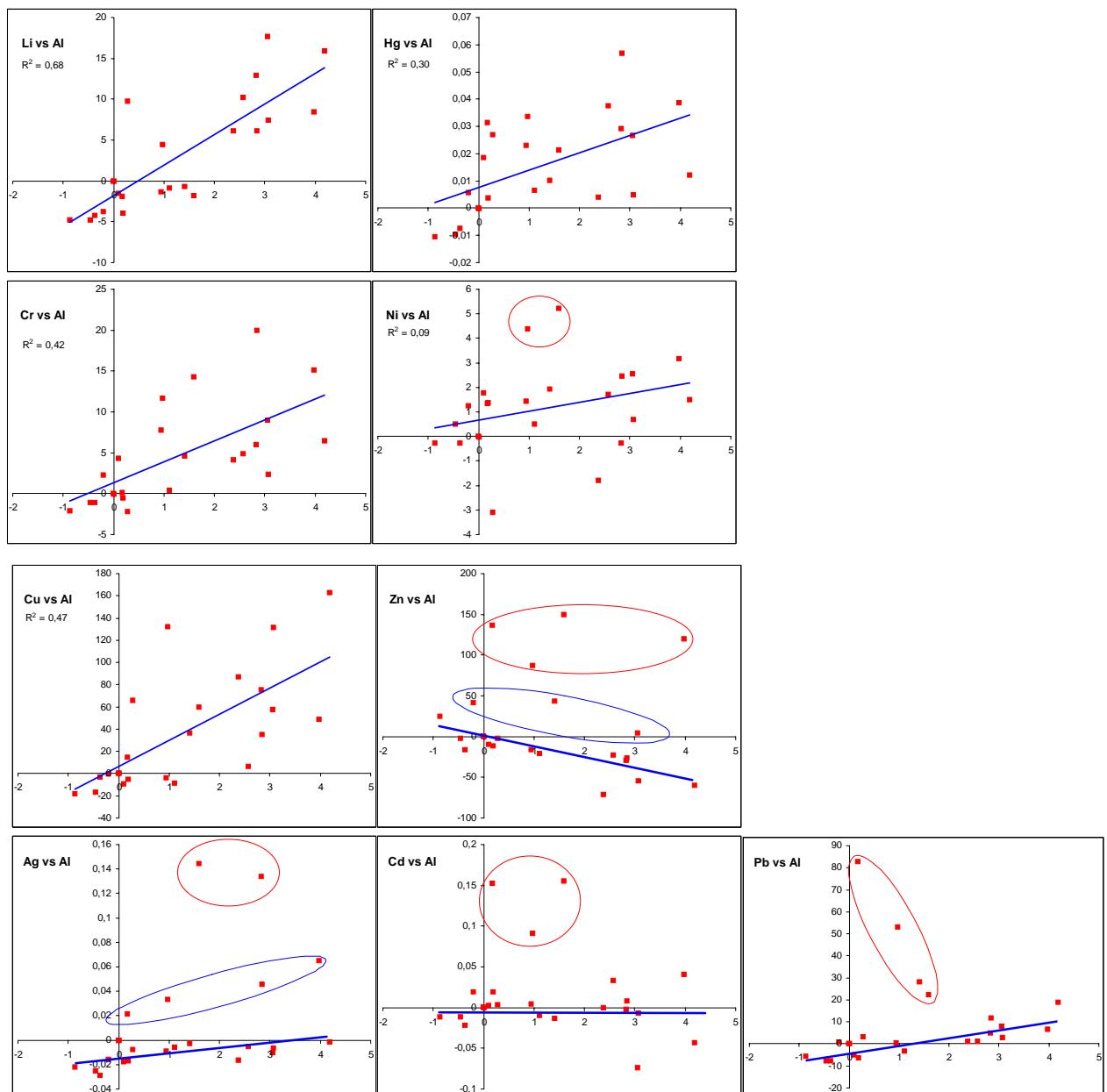


Fig. 28. Fraction résiduelle des éléments chimiques en fonction de la fraction résiduelle d'aluminium.

Tabl. 19. Résultats de l'étude des métaux dans le sédiment : valeurs des écarts des concentrations (sédiment sec) par rapport aux valeurs naturelles théoriques. En rouge les couples élément - rivière correspondant à des situations de contamination.

Unité : mg/kg

| Rivière | Hg | Li | V | Cr | Mn | Co | Ni | Cu | Zn | Ag | Cd | Pb |
|----------------------|-------|----|-----|----|------|----|----|-----|-----|-------|-------|----|
| Grande Rivière (1) | -0.01 | -5 | -13 | -1 | 72 | 4 | 1 | -17 | -2 | -0.03 | -0.01 | -8 |
| Grande Rivière (2) | 0.01 | -1 | -27 | 0 | -118 | -1 | 1 | -8 | -21 | -0.01 | -0.01 | -3 |
| Rivière Macouba | 0.00 | -4 | 0 | -1 | 88 | 3 | 1 | -5 | -11 | -0.02 | 0.02 | -6 |
| Rivière Capot | -0.01 | -5 | -39 | -2 | 365 | 4 | 0 | -18 | 25 | -0.02 | -0.01 | -6 |
| Rivière Basse-Pointe | 0.03 | -2 | -40 | 0 | 29 | 0 | 1 | 15 | 137 | 0.02 | 0.15 | 83 |
| Rivière du Lorrain | 0.00 | 0 | -1 | 0 | -5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.00 | 0.00 | 0 |
| Rivière du Galion | 0.01 | -1 | 2 | 5 | -392 | 2 | 2 | 36 | 44 | 0.00 | -0.01 | 28 |
| Rivière Mansarde | 0.02 | -2 | -45 | 14 | 94 | -1 | 5 | 60 | 149 | 0.14 | 0.16 | 23 |
| Rivière Gaschette | 0.03 | 18 | -43 | 9 | -666 | -5 | 3 | 57 | 4 | -0.01 | -0.07 | 8 |
| Rivière Cacao | 0.03 | 10 | -39 | -2 | -593 | -2 | -3 | 66 | -2 | -0.01 | 0.00 | 3 |
| Rivière du Francois | 0.03 | 13 | -92 | 6 | -984 | 0 | 0 | 75 | -29 | 0.13 | 0.00 | 5 |
| Rivière du Simon | 0.00 | 6 | 3 | 4 | -415 | 4 | -2 | 87 | -71 | -0.02 | 0.00 | 1 |

| Rivière | Hg | Li | V | Cr | Mn | Co | Ni | Cu | Zn | Ag | Cd | Pb |
|--------------------------------|-------|----|-----|----|-------|----|----|-----|-----|-------|-------|----|
| Rivière du Vauclin | 0.00 | 7 | -21 | 2 | -1089 | 4 | 1 | 131 | -54 | -0.01 | -0.01 | 3 |
| Rivière du Marin | 0.03 | 4 | -30 | 12 | 1222 | 6 | 4 | 132 | 87 | 0.03 | 0.09 | 53 |
| Riviere Pilote | 0.01 | 16 | -23 | 6 | -1438 | -2 | 2 | 163 | -60 | 0.00 | -0.04 | 19 |
| Rivière Oman (Trois rivières) | 0.06 | 6 | -21 | 20 | -679 | 2 | 2 | 35 | -26 | 0.05 | 0.01 | 12 |
| Rivière la Lézarde | 0.04 | 8 | -2 | 15 | -123 | -1 | 3 | 49 | 120 | 0.06 | 0.04 | 7 |
| Rivière Case Pilote | 0.02 | -1 | -8 | 8 | -283 | 1 | 1 | -4 | -16 | -0.01 | 0.00 | 1 |
| Rivière du Carbet | 0.04 | 10 | -39 | 5 | -293 | -1 | 2 | 6 | -23 | -0.01 | 0.03 | 1 |
| Rivière Roxelane | 0.01 | -4 | -45 | 2 | 192 | 3 | 1 | 0 | 42 | -0.02 | 0.02 | 1 |
| Rivière des Pères | 0.00 | 0 | 1 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.00 | 0.00 | 0 |
| Rivière du Prêcheur | -0.01 | -4 | 28 | -1 | -61 | 2 | 0 | -3 | -16 | -0.03 | -0.02 | -8 |
| RivièreCeron | 0.02 | -1 | -18 | 4 | 175 | -3 | 2 | -9 | -9 | -0.02 | 0.00 | -5 |

IV.1.4.2 Dans les organismes

L'étude a porté sur huit éléments métalliques (argent, cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, et zinc). Tous les résultats des mesures dans les organismes (concentrations exprimées par rapport au poids de chair humide - p.f.) sont donnés en Annexe 5. Le Tabl. 20 présente une synthèse des résultats des mesures des divers éléments par groupes taxinomiques.

Tabl. 20. Concentrations en métaux dans les organismes (crustacés, échinodermes, mollusques et poissons).

Concentrations en mg/kg p.f., sauf en µg/kg p.f. pour l'argent (Ag)

| Crustacés | Mat. Sèche% | Ag | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn |
|--------------|-------------|-------|-------|-------|------|-------|------|-------|-------|
| moyenne | 23.2 | 51.3 | 0.074 | 0.022 | 16.9 | 0.039 | 0.04 | 0.029 | 24.2 |
| nombre | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 |
| mediane | 23.2 | 36.9 | 0.047 | 0.011 | 14.8 | 0.031 | 0.03 | 0.006 | 18.4 |
| ecartype | 2.0 | 52.1 | 0.088 | 0.029 | 12.3 | 0.030 | 0.02 | 0.078 | 15.0 |
| CV % | 9 | 102 | 119 | 132 | 73 | 77 | 63 | 274 | 62 |
| min. | 18.2 | 3.4 | 0.003 | 0.003 | 6.8 | 0.006 | 0.01 | 0.002 | 14.0 |
| Max. | 26.7 | 235.3 | 0.355 | 0.120 | 67.4 | 0.131 | 0.12 | 0.351 | 67.1 |
| Cent.0,1 | 21.5 | 6.9 | 0.007 | 0.007 | 10.7 | 0.009 | 0.02 | 0.002 | 16.0 |
| Cent.0,9 | 25.5 | 89.8 | 0.171 | 0.046 | 19.6 | 0.078 | 0.07 | 0.044 | 40.5 |
| Echinodermes | Mat. Sèche% | Ag | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn |
| moyenne | 17.7 | 3.1 | 0.090 | 0.243 | 0.7 | 0.005 | 0.52 | 0.082 | 4.7 |
| nombre | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| mediane | 16.7 | 2.4 | 0.084 | 0.225 | 0.6 | 0.005 | 0.34 | 0.063 | 3.6 |
| ecartype | 4.4 | 1.5 | 0.065 | 0.098 | 0.3 | 0.002 | 0.50 | 0.064 | 2.9 |
| CV % | 25 | 48 | 72 | 40 | 43 | 41 | 96 | 78 | 61 |
| min. | 12.3 | 1.9 | 0.031 | 0.119 | 0.4 | 0.003 | 0.24 | 0.037 | 3.1 |
| Max. | 24.4 | 5.7 | 0.208 | 0.361 | 1.1 | 0.009 | 1.54 | 0.204 | 10.6 |
| Cent.0,1 | 13.5 | 2.0 | 0.032 | 0.150 | 0.4 | 0.003 | 0.28 | 0.038 | 3.2 |
| Cent.0,9 | 22.8 | 4.9 | 0.154 | 0.353 | 0.9 | 0.007 | 0.95 | 0.146 | 7.5 |
| Mollusques | Mat. Sèche% | Ag | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn |
| moyenne | 18.6 | 41.1 | 0.093 | 0.133 | 2.3 | 0.013 | 0.25 | 0.037 | 323.2 |
| nombre | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| mediane | 18.9 | 16.0 | 0.036 | 0.058 | 1.9 | 0.013 | 0.14 | 0.032 | 384.7 |
| ecartype | 3.3 | 60.9 | 0.117 | 0.170 | 1.1 | 0.001 | 0.27 | 0.024 | 220.0 |
| CV % | 18 | 148 | 126 | 128 | 47 | 6 | 107 | 65 | 68 |
| min. | 14.5 | 2.2 | 0.030 | 0.030 | 1.6 | 0.012 | 0.07 | 0.015 | 6.7 |
| Max. | 22.1 | 130.4 | 0.269 | 0.388 | 3.9 | 0.014 | 0.66 | 0.068 | 516.8 |
| Cent.0,1 | 15.4 | 2.3 | 0.031 | 0.037 | 1.7 | 0.012 | 0.09 | 0.017 | 119.9 |
| Cent.0,9 | 21.5 | 100.1 | 0.200 | 0.291 | 3.3 | 0.014 | 0.51 | 0.060 | 477.4 |

| Poissons | Mat. Sèche% | Ag | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn |
|-----------------|------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| moyenne | 22.0 | 0.9 | 0.002 | 0.052 | 0.3 | 0.050 | 0.04 | 0.007 | 3.7 |
| nombre | 70 | 70 | 70 | 70 | 70 | 70 | 70 | 70 | 70 |
| mediane | 21.7 | 0.7 | 0.001 | 0.012 | 0.2 | 0.020 | 0.02 | 0.004 | 3.4 |
| ecartype | 1.7 | 0.7 | 0.003 | 0.104 | 0.2 | 0.095 | 0.05 | 0.013 | 2.2 |
| CV % | 8 | 75 | 158 | 200 | 65 | 190 | 143 | 190 | 58 |
| min. | 17.9 | 0.5 | 0.000 | 0.005 | 0.1 | 0.003 | 0.00 | 0.001 | 2.0 |
| Max. | 28.0 | 5.5 | 0.020 | 0.590 | 1.4 | 0.554 | 0.28 | 0.086 | 19.1 |
| Cent.0,1 | 20.3 | 0.6 | 0.001 | 0.006 | 0.1 | 0.005 | 0.01 | 0.001 | 2.3 |
| Cent.0,9 | 24.1 | 1.6 | 0.002 | 0.181 | 0.3 | 0.085 | 0.08 | 0.011 | 5.1 |

Quelques grands traits généraux se dégagent de ces mesures :

- Les concentrations en éléments traces mesurées dans la chair des organismes des eaux côtières de Martinique sont relativement faibles et comparables aux mesures relevés dans des espèces biologiquement proches. Ces résultats reflètent une grande hétérogénéité, y compris dans une même classe d'organismes, comme le suggèrent les coefficients de variation des concentrations des différents éléments. D'une manière très générale les éléments les plus présents sont le zinc et le cuivre, très loin devant les six autres éléments métalliques étudiés.
- Globalement la contamination par les métaux dans les organismes suit l'ordre décroissant mollusques > échinodermes > crustacés > poissons. La plupart des métaux ne s'accumulent pas dans la chair des poissons et des organismes.
- Le mercure est l'exception bien connue à ce classement ; en raison de sa bioamplification dans les réseaux trophiques sous forme de méthyl mercure ; le mercure peut atteindre des niveaux élevés dans les prédateurs supérieurs.
- La présence de cuivre à des teneurs élevées dans les crustacés est caractéristique de ces espèces (certains crustacés possèdent un pigment respiratoire à base de cuivre). Il semble également que l'argent soit accumulé par les crustacés.
- Pour tous les éléments suivis il n'a pas été mis en évidence de relation entre les niveaux de contamination et l'origine des prélèvements. Il est très vraisemblable que les niveaux de présence des divers éléments mesurés soient très faibles et que dans ces conditions l'échantillonnage est trop limité et hétérogène (différents espèces de divers niveaux trophiques et de divers types alimentaires) pour établir une telle relation.

Les éléments toxiques : cadmium, mercure et plomb

Le cadmium

Toutes les mesures réalisées dans cet inventaire montrent que les niveaux de présence en cadmium sont largement en dessous des concentrations maximales admissibles fixées par la réglementation.

Dans les mollusques les niveaux en cadmium, mesurés dans trois prélèvements d'huître plate de palétuvier *Isognomon alatus* sont très proches (Cd : 0,03 - 0,039 mg/kg p.f.) ; ils ne diffèrent pas entre les zones de prélèvements (zones 2, 3, et 7). Ces niveaux sont inférieurs aux valeurs précédemment rapportées dans ces mêmes mollusques dans le cadre de la surveillance du milieu côtier, tout au moins si on ne considère que les huîtres *Isognomon alatus* ; par contre une concentration en cadmium supérieure d'un ordre de grandeur (0,27 mg/kg p.f., une seule détermination) a été mesurée dans la chair de lambi *Strombus gigas*.

Dans les échinodermes, pour lesquels six prélèvements ont été analysés, les concentrations en cadmium varient entre 0,03 et 0,21 mg/kg p.f.. Pour les crustacés, 18 échantillons de chair de langouste *Panulirus argus* et *Panulirus guttatus* et un de crabe de terre *Cardisoma guanhumi*, les concentrations en cadmium se situent entre 0,003 et 0,36 mg/kg p.f.

Ce sont dans les poissons que les niveaux en cadmium sont les plus faibles. Dans les 70 prélèvements de poissons, de niveau trophique et de type alimentaire différents, les teneurs en cadmium dans la chair varient de moins de 0,005 et 0,020 mg/kg p.f. Ainsi, dans les poissons les concentrations en cadmium restent bien en dessous de teneurs maximales fixées par la réglementation (concentration max : 0,05- 0,1mg Cd /kg p.f.).

Comme pour la chlordécone, l'ensemble des résultats des mesures de cadmium dans les organismes sont présentés par des schémas combinant niveau trophique, régime alimentaire et zone d'origine (Tabl. 21).

Tabl. 21. Concentration moyenne en cadmium dans les organismes par type trophique et par zone (mg/kg chair humide).

| Cd zone | 2-Aut | 2-DN | 3-Aut | 3-DN | 4-Aut |
|---------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1 | 0,002 | 0,001 | 0,004 | 0,194 | |
| 2 | 0,023 | 0,001 | 0,001 | 0,031 | 0,001 |
| 3 | 0,154 | 0,001 | | | 0,002 |
| 4 | 0,023 | 0,001 | 0,004 | 0,050 | |
| 5 | 0,001 | | 0,002 | | |
| 6 | 0,001 | | 0,002 | | |
| 7 | 0,021 | 0,001 | 0,001 | | |
| 8 | | | | | >0,1 |
| 9 | 0,002 | | 0,002 | | |

■ >0,1 ■ >0,025 ■ >0,020 ■ <0,005

Les niveaux les plus élevés sont mesurés dans la chair de crustacés (groupe 3-DN : langouste blanche *Panulirus argus*). Le groupe 2-Aut, (niveau trophique 2, non détritivores) inclut des perroquets queue rouge *Sparisoma chrysopterum* et des chirurgiens noirs *Acanthurus bahianus* présentant des niveaux très bas en cadmium (autour de 0,001 mg/kg p.f.), mais aussi des quelques échantillons plus contaminés comme des échinodermes (oursin blanc *Tripneutes ventriculus* de zone 2, avec 0,21 mg Cd/kg) et de mollusques huître plate de palétuvier *Isognomon alatus* et surtout lambi *Strombus gigas* (un spécimen de zone 3 contaminé au niveau de 0,27 mg Cd /kg p.f.). Ces quelques échantillons accumulent davantage le cadmium, ce qui a pour effet d'augmenter sensiblement les valeurs des concentrations moyennes calculées pour chaque groupe trophique.

Un effet de taille des individus ou de l'origine des échantillons sur les niveaux en cadmium dans la chair a été recherché pour deux espèces capturées plus fréquemment durant cette campagne, la langouste blanche *Panulirus argus* et le sardine à queue jaune *Ocyurus chrysurus*. Les graphes de la Fig. 29 ne mettent pas en évidence un effet de la taille ni de l'origine du lieu de capture et même, dans le cas de la langouste blanche, on observe une grande variabilité des teneurs en cadmium dans des lots comparables comme les individus de grande taille de la zone 1 et 8 ou celui des petits individus de la zone 8.

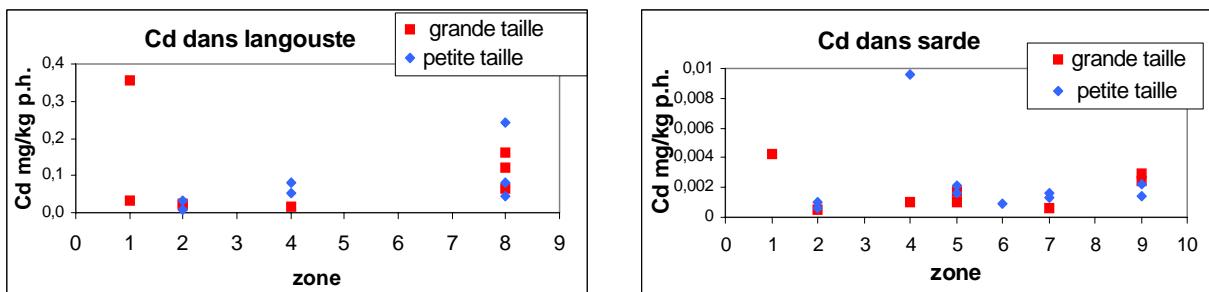


Fig. 29. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en cadmium dans la chair de langouste blanche *Panulirus argus* et de sardine à queue jaune *Ocyurus chrysurus*.

Le mercure

Les niveaux de contamination en mercure restent quasiment toujours inférieurs à 0,5 mg/kg p.f., à l'exception de trois mesures réalisées dans la chair d'espèces de rang trophique le plus élevé : 2 thazard barrés *Scomberomorus cavalla* de la zone 3 présentant des teneurs en mercure de 0,45 et 0,55 mg/kg p.f. et un barracuda *Sphyraena barracuda* contaminé à 0,39 mg Hg /kg de chair p.f. A l'opposé, les niveaux les plus faibles, moins de 0,02 mg de mercure par kg de chair, sont mesurés dans les organismes de niveau trophique 2.

Ces observations reflètent bien la particularité bien connue du mercure qui, à la différence des autres éléments traces, s'accumule dans les organismes et est bio-amplifié dans les réseaux trophiques sous forme de méthyl-mercure. Le tableau combinant réseau trophique, régime alimentaire et zone d'origine (Tabl. 22) souligne cette caractéristique du comportement du mercure dans les organismes aquatiques. A l'exception de valeurs extrêmes déjà signalées dans le cas d'espèces de type trophique élevé (4-Aut) les niveaux de présence sont assez bas dans tous les organismes. Enfin ces différentes mesures ne révèlent pas une quelconque influence de la zone d'origine des prélèvements étudiés sur la contamination par le mercure (Fig. 30).

Tabl. 22. Concentrations moyennes en mercure dans les organismes par type trophique et par zone (mg/kg p.f.).

| Hg zone | 2-Aut | 2-DN | 3-Aut | 3-DN | 4-Aut |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1 | 0,010 | 0,011 | 0,142 | 0,110 | |
| 2 | 0,008 | 0,017 | 0,071 | 0,029 | 0,259 |
| 3 | 0,013 | 0,009 | | | 0,502 |
| 4 | 0,006 | 0,020 | 0,056 | 0,028 | |
| 5 | 0,008 | | 0,032 | | |
| 6 | 0,010 | | 0,059 | | |
| 7 | 0,007 | 0,016 | 0,039 | | |
| 8 | | | 0,015 | 0,043 | |
| 9 | 0,006 | | 0,031 | | |

■ >0,25 ■ >0,1 ■ >0,01 ■ <0,01

Les graphes de la Fig. 30 ne montrent pas d'effet de taille dans le cas du sarde à queue jaune *Ocyurus chrysurus*. Par contre, les concentrations en mercure sont sensiblement plus élevées dans la chair de spécimens provenant de la zone 1 pour les deux espèces considérées.

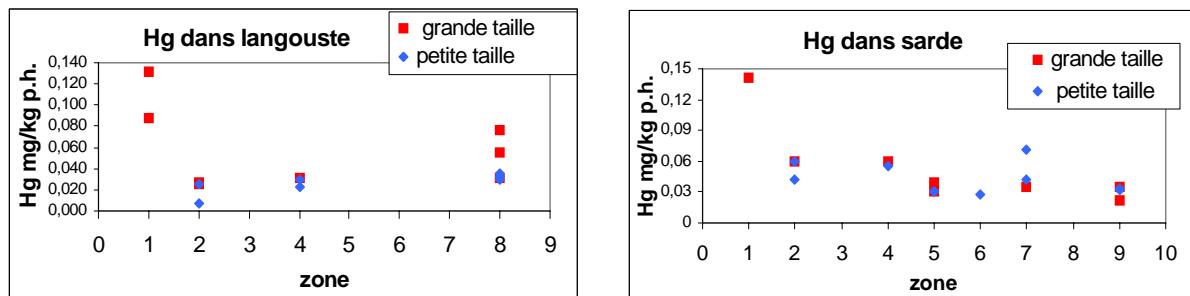


Fig. 30. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en mercure dans la chair de langouste blanche *Panulirus argus* et de sarde à queue jaune *Ocyurus chrysurus*.

Le plomb

Pour le plomb, le troisième élément reconnu toxique parmi les métaux recherchés, les teneurs dans la chair des organismes des eaux côtières de Martinique sont très faibles, et toujours en dessous de 0,1 mg/kg p.f. Les niveaux les plus élevés et les plus variables sont mesurés dans le cas des organismes du plus bas type trophique, ceux du groupe 2-Aut (Tabl. 23). Dans ce même groupe il y a toutefois lieu de distinguer d'une part les mollusques (huître plate de palétuvier *Isognomon alatus*, Pb : 0,04 – 0,07 mg/kg p.f.), les échinodermes (oursin blanc *Tripneustes ventriculus*, Pb : 0,04 – 0,20 mg/kg p.f.) d'autre part les poissons herbivores comme le chirurgien noir *Acanthurus bahianus* et le perroquet queue rouge *Sparisoma chrysopterum* qui présentent des niveaux bien inférieurs, aux environs de 0,001 - 0,004 mg Pb/kg p.f. Pour le chirurgien noir, il semble toutefois que les individus de la zone 2 présentent des concentrations en plomb plus faibles (0,005 – 0,007 mg/kg p.f.) que ceux capturés en zones 1 et 9 (Pb 0,03 à 0,09 mg/kg p.f.).

Tabl. 23. Concentrations moyennes en plomb dans les organismes par type trophique et par zone. (mg/kg p.f.).

| Pb zone | 2-Aut | 2-DN | 3-Aut | 3-DN | 4-Aut |
|------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 1 | 0,020 | 0,008 | 0,002 | 0,009 | |
| 2 | 0,016 | 0,007 | 0,005 | 0,010 | 0,007 |
| 3 | 0,028 | 0,001 | | | 0,004 |
| 4 | 0,015 | 0,001 | 0,003 | 0,006 | |
| 5 | 0,004 | | 0,001 | | |
| 6 | 0,001 | | 0,006 | | |
| 7 | 0,096 | 0,004 | 0,003 | | |
| 8 | | | 0,003 | 0,004 | |
| 9 | 0,031 | | 0,002 | | |

■ >0,05 ■ >0,020 ■ >0,001 ■ <0,001

Là encore, comme pour le cadmium et le mercure, les mesures du plomb dans la chair des langoustes blanches *Panulirus argus* et des sardes à queue jaune *Ocyurus chrysurus* ne mettent pas en évidence un effet dû à l'origine des captures des espèces étudiées (Fig. 31) : on ne retrouve pas l'opposition des zones 1 et 9 d'une part et zone 2 d'autre part observée dans le cas du chirurgien noir *Acanthurus bahianus*. Il n'y a pas non plus d'effet de taille évident : dans certains cas, comme pour le sardé à queue jaune *Ocyurus chrysurus* de la zone 7, ce sont les individus de plus petite taille qui présentent les niveaux en plomb les plus élevés.

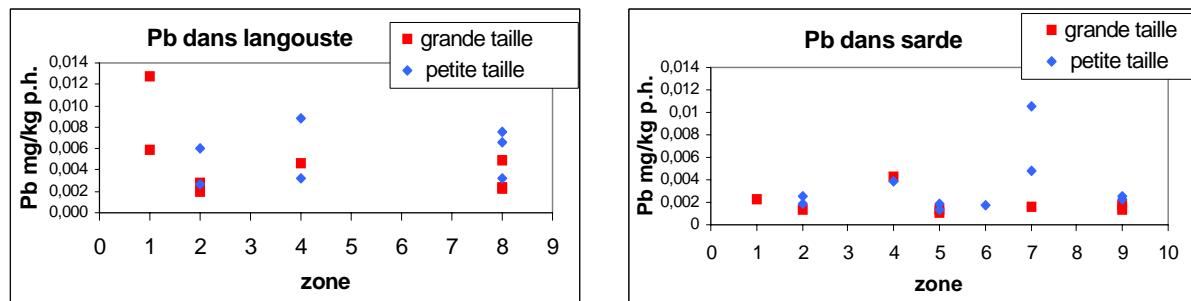


Fig. 31. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en plomb dans la chair de langouste blanche *Panulirus argus* et de sardine à queue jaune *Ocyurus chrysurus*.

Les autres métaux : cuivre, argent, chrome, nickel et zinc

Le cuivre

Pour le cuivre, les teneurs dans la chair des organismes prélevés autour de la Martinique sont le plus souvent en dessous de 3 mg/kg p.f., et en moyenne autour de 0,2 mg/kg p.f. (Tabl. 24). Les crustacés qui, comme la langouste blanche *Panulirus argus* (groupe 3-DN) et le crabe de terre *Cardisoma guanhumi* (groupe 2-Aut), peuvent réguler les teneurs en cuivre présentent des niveaux relativement bien plus élevés et homogènes, 17 mg/kg p.f. en moyenne pour l'ensemble des crustacés. Pour le groupe 2-Aut, les teneurs moyennes en cuivre sont très faibles dans les poissons (0,15-0,4 mg/kg p.f.), par contre les niveaux plus élevés des teneurs moyennes de ce groupe (2-Aut) sont dus à l'huître plate de palétuvier *Isognomon alatus* et au lambi *Strombus gigas* de la zone 3 (1,9 et 3,9 mg/kg), et à la présence d'un échantillon de crabe de terre *Cardisoma guanhumi* dans ce groupe de la zone 7.

Tabl. 24. Concentrations moyennes en cuivre dans les organismes par type trophique et par zone (mg/kg p.f.).

| Cu | 2-Aut | 2-DN | 3-Aut | 3-DN | 4-Aut |
|-------------|-------|------|-------|-------|-------|
| zone | | | | | |
| 1 | 0,42 | 0,24 | 0,26 | 40,47 | |
| 2 | 0,36 | 0,36 | 0,30 | 14,42 | 0,26 |
| 3 | 2,92 | 0,57 | | | 0,23 |
| 4 | 0,26 | 0,14 | 0,24 | 12,13 | |
| 5 | 0,17 | | 0,19 | | |
| 6 | 0,16 | | 0,31 | | |
| 7 | 2,13 | 0,21 | 0,23 | | |
| 8 | | | 0,73 | 15,98 | |
| 9 | 0,21 | | 0,22 | | |

<0,2
 >0,2
 >2
 >10

Il n'est pas possible avec cet échantillonnage d'établir un lien entre contamination par le cuivre et l'origine des prélèvements (Fig. 32). Comme dans le cas du plomb, pour les sardines à queue jaune *Ocyurus chrysurus*, les niveaux plus élevés en cuivre sont relevés dans les individus de plus petite taille.

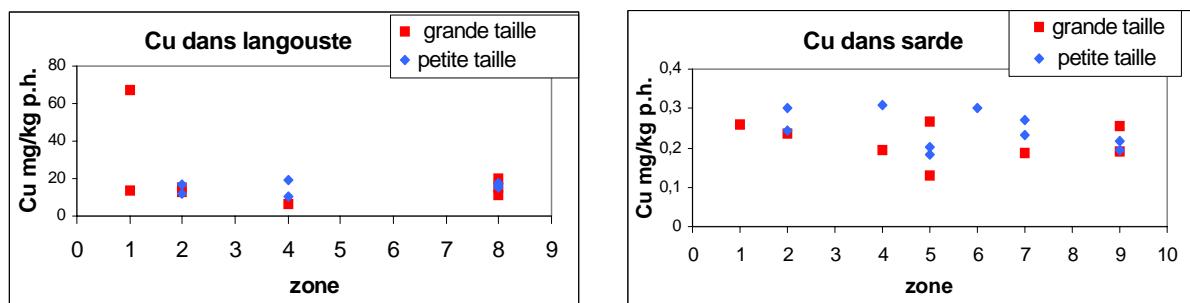


Fig. 32. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en cuivre dans la chair de langouste blanche *Panulirus argus* et de sarde à queue jaune *Ocyurus chrysurus*.

L'argent

Il existe relativement peu d'information sur les teneurs en argent dans les organismes marins. Toutefois, les travaux réalisés dans le cadre du RNO aux Antilles ont signalé des niveaux préoccupants de contamination par l'argent dans l'huître plate de palétuvier *Isognomon alatus* de la baie du Marin.

Les teneurs en argent sont le plus souvent inférieures au µg/kg de chair humide dans la chair des poissons des eaux côtières de la Martinique (Tabl. 25). Les niveaux de contamination augmentent selon l'ordre poissons (0,5 - 2 µg/kg p.f.), échinodermes (2 - 5), mollusques (2 - 100) et crustacés (7 - 90).

Tabl. 25. Concentrations moyennes en argent dans les organismes par type trophique et par zone (µg/kg p.f.).

| Ag zone | 2-Aut | 2-DN | 3-Aut | 3-DN | 4-Aut |
|---------|-------|------|-------|-------|-------|
| 1 | 5,5 | 0,56 | 0,54 | 128,4 | |
| 2 | 1,1 | 0,70 | 1,09 | 33,0 | 0,92 |
| 3 | 16,06 | 1,19 | | | 0,98 |
| 4 | 1,50 | 0,63 | 0,78 | 56,7 | |
| 5 | 0,63 | | 0,68 | | |
| 6 | 0,63 | | 1,03 | | |
| 7 | 20,6 | 1,01 | 0,70 | | |
| 8 | | | 0,74 | 59,7 | |
| 9 | 1,2 | | 1,01 | | |

<1
 >1
 >2
 >10

Les niveaux en argent mesurés dans la chair des crustacés sont plus élevés (2-230 µg/kg p.f.) que pour les autres organismes étudiés. Il semblerait que l'argent ait dans les crustacés un comportement comparable à celui du cuivre. Le groupe 2-Aut comprend les poissons herbivores, le plus souvent très peu contaminés par l'argent comme le perroquet queue rouge *Sparisoma chrysopterum* (moins de 1 µg Ag /kg de chair p.f. et le chirurgien noir *Acanthurus bahianus* (0,6 - 5,5 µg/kg p.f.), mais aussi des mollusques qui accumulent l'argent, comme mis en évidence dans un échantillon de lambi *Strombus gigas* de la zone 3 (29 µg/kg p.f.) et un prélèvement d'huître plate de palétuvier *Isognomon alatus* de la zone 7 (130 µg/kg p.f.), qui pourrait indiquer une contamination ambiante par l'argent dans cette zone.

Ces mesures ne mettent pas en évidence de relation entre niveau de présence de l'argent dans les organismes et leur zone d'origine pour les espèces étudiées (Fig. 33).

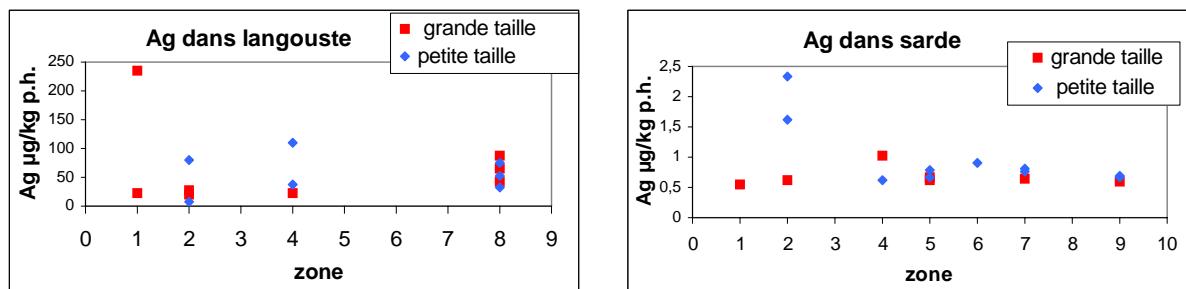


Fig. 33. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en argent dans la chair de langouste blanche *Panulirus argus* et de sardine à queue jaune *Ocyurus chrysurus*.

Le chrome

Le chrome est présent dans les organismes de la Martinique à des niveaux compris entre 0,002 et 0,59 mg/kg p.f. (Tabl. 26). Ces niveaux moyens varient selon l'ordre : crustacés (moyenne : 0,022, gamme : 0,003 - 0,355), poissons (moyenne 0,52, gamme 0,008 - 0,590), mollusques (moyenne : 0,133, gamme : 0,03 - 0,269) ; échinodermes (moyenne : 0,243, gamme: 0,113 – 0,61).

Tabl. 26. Concentrations moyennes en chrome dans les organismes par type trophique et par zone (mg/kg p.f.).

| Cr zone | 2-Aut | 2-DN | 3-Aut | 3-DN | 4-Aut |
|------------|-------|------|-------|------|-------|
| 1 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,01 | |
| 2 | 0,10 | 0,05 | 0,04 | 0,01 | 0,01 |
| 3 | 0,23 | 0,01 | | | 0,01 |
| 4 | 0,15 | 0,04 | 0,01 | 0,02 | |
| 5 | 0,01 | | 0,01 | | |
| 6 | 0,01 | | 0,05 | | |
| 7 | 0,09 | 0,01 | 0,01 | | |
| 8 | 0,17 | | 0,11 | 0,01 | |
| 9 | | | 0,02 | | |

Legend: <0,01 (white), >0,02 (light blue), >0,05 (medium blue), >0,15 (dark blue).

Au niveau spécifique, ces mesures ne font pas apparaître de relation entre l'origine des prélèvements et les niveaux de contamination par le chrome (Fig. 34). Plusieurs échantillons d'individus de plus petite taille présentent des niveaux de chrome supérieurs à ceux mesurés dans ceux de grande taille.

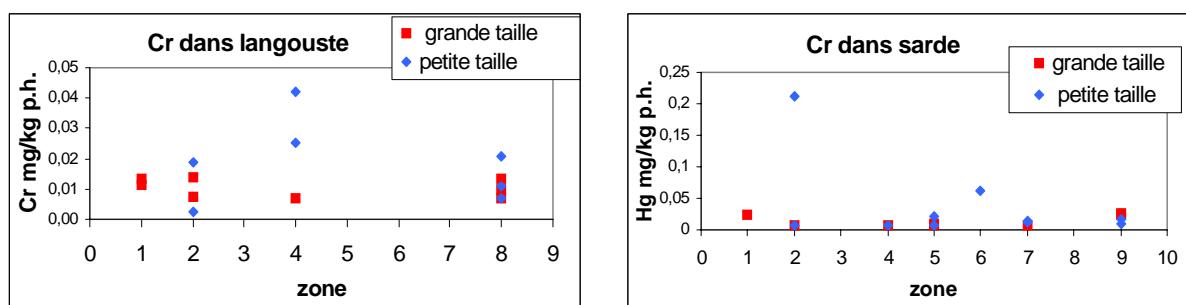


Fig. 34. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en chrome dans la chair de langouste blanche *Panulirus argus* et de sardine à queue jaune *Ocyurus chrysurus*.

Le nickel

Comme pour le plomb ou le chrome, les teneurs en nickel les plus fortes sont mesurées dans les organismes du type 2-Aut (Tabl. 27) ; ces éléments ne sont pas bio-amplifiés dans les réseaux trophiques. Ce sont les oursins blanc *Tripneustes ventricosus* (moyenne 0,52 ; gamme : 0,24 – 1,54) qui présentent les niveaux de nickel les plus élevés, et à un degré moindre les mollusques (une mesure forte chez pour un échantillon de lambi *Strombus gigas* de la zone 3 : 0,66 mg/kg p.f.).

Tabl. 27. Concentrations moyennes en nickel dans les organismes par type trophique et par zone (mg/kg p.f.).

| Ni zone | 2-Aut | 2-DN | 3-Aut | 3-DN | 4-Aut |
|------------|-------|------|-------|------|-------|
| 1 | 0,03 | 0,02 | 0,02 | 0,07 | |
| 2 | 0,08 | 0,04 | 0,04 | 0,04 | 0,01 |
| 3 | 0,40 | 0,01 | | | 0,01 |
| 4 | 0,16 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | |
| 5 | 0,002 | | 0,01 | | |
| 6 | 0,002 | | 0,04 | | |
| 7 | 0,30 | 0,01 | 0,03 | | |
| 8 | | | 0,05 | 0,03 | |
| 9 | 0,09 | | 0,01 | | |

█ >0,15
 █ >0,05
 █ >0,01
 █ <0,01

Concernant un possible effet de l'origine des prélèvements sur les niveaux en nickel à l'échelle spécifique (Fig. 35), les prélèvements de langouste blanche *Panulirus argus* de grande taille de la zone 2 apparaissent plus contaminés, de même que des lots de sardine à queue jaune *Ocyurus chrysurus* de petite taille. Les autres groupements d'échantillons ne confirment pas une telle tendance. Les petits sardines à queue jaune apparaissent fréquemment plus contaminés que ceux de taille plus grande.

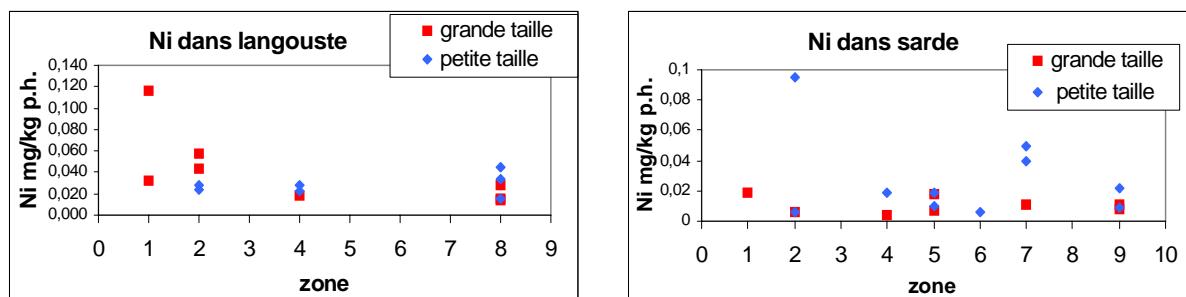


Fig. 35. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en nickel dans la chair de langouste blanche *Panulirus argus* et de sardine à queue jaune *Ocyurus chrysurus*.

Le zinc

Dans les organismes étudiés, cet élément est en concentrations plus élevées que la plupart des autres métaux étudiés (Tabl. 28). Le zinc présente des teneurs très variables dans ces prélèvements.

Tabl. 28. Concentrations moyennes en zinc dans les organismes par type trophique et par zone (mg/kg p.f.).

| Zn zone | 2-Aut | 2-DN | 3-Aut | 3-DN | 4-Aut |
|------------|-------|------|-------|------|-------|
| 1 | 5,1 | 5,2 | 2,4 | 32,4 | |
| 2 | 28,6 | 4,0 | 4,5 | 18,3 | 3,4 |
| 3 | 261,8 | 5,6 | | | 4,3 |
| 4 | 2,8 | 3,7 | 2,9 | 18,1 | |
| 5 | 2,0 | | 3,8 | | |
| 6 | 2,0 | | 4,3 | | |
| 7 | 66,7 | 3,9 | 4,6 | | |
| 8 | | | 19,1 | 17,8 | |
| 9 | 3,5 | | 3,1 | | |

█ <2,5
 █ >2,5
 █ >5
 █ >15

Les niveaux les plus élevés sont mesurés dans la chair d'huître plate de palétuvier *Isognomon alatus* (384-516 mg/kg p.f.) qui a une grande capacité à concentrer le zinc. Ce constat s'accorde avec les mesures réalisées dans le cadre de la surveillance RNO qui rapporte des niveaux de l'ordre de 400 mg/kg p.f., sans que cela soit le reflet d'une contamination locale. L'un des spécimens de crabe de terre *Cardisoma guanhumi* (67 mg Zn/kg p.f.) et les langoustes blanches *Panulirus argus* (14-34 mg/kg p.f.) présentent des teneurs en zinc intermédiaires, semblant indiquer un comportement du zinc assez comparable à celui du

cuivre. Par contre, dans les poissons et les échinodermes comme l'oursin blanc *Tripneustes ventricosus* les teneurs en zinc restent remarquablement similaires et faibles, de l'ordre de 2 à 6 mg Zn/kg p.f.

Il ne semble pas y avoir d'effet de zones ni d'effet de taille sur les niveaux de zinc dans la chair des organismes suivis (Fig. 36).

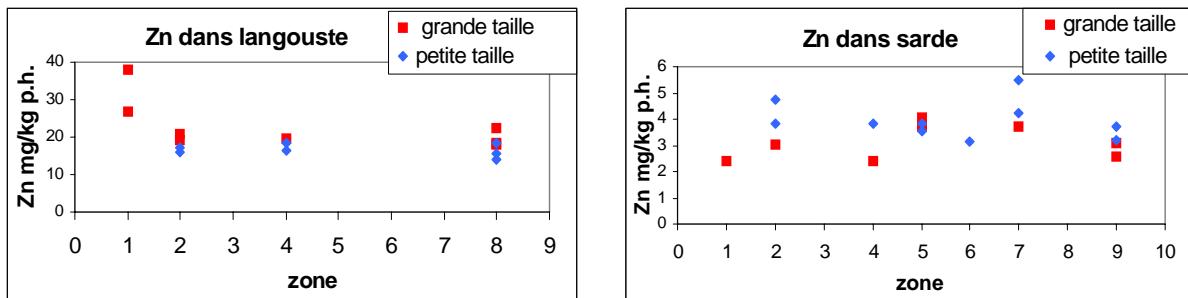


Fig. 36. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en zinc dans la chair de langouste blanche *Panulirus argus* et de sarde à queue jaune *Ocyurus chrysurus*.

IV.1.5 Conclusion sur les niveaux de présence des métaux dans les organismes marins du littoral de Martinique

Globalement les métaux sont présents à des niveaux plus élevés dans les invertébrés que dans la chair de poissons. Les concentrations les plus élevées sont celles du zinc mesurées dans l'huître plate de palétuvier *Isognomon alatus* (380-520 mg/kg p.f.) et dans des crustacés comme le crabe de terre *Cardisoma guanhumi* (67 mg/kg p.f.) ou la langouste blanche *Panulirus argus* (14-38 mg/kg p.f.). Dans les poissons, c'est encore le zinc qui présente les niveaux les plus forts, avec 19 mg/kg p.f. dans des balaous *Hemiramphus balao*. On retrouve des niveaux élevés de cuivre dans la chair de couliro *Salar crumenophthalmus* (1,38 mg/kg p.f.) et de nickel dans les tissus de perroquet queue rouge *Sparisoma chrysopterum* (0,01-0,28 mg/kg p.f.). Le cadmium et l'argent sont mesurés en très faibles teneurs, même si on note des concentrations nettement supérieures à la moyenne dans le cas de couliro *Salar crumenophthalmus* (0,012 mg Cd/kg p.f.) et de balaou *Hemiramphus balao* (0,020 mg Cd/kg p.f.).

De telles faibles teneurs en métaux sont généralement mesurées dans la chair des poissons, ceux-ci ne concentrant pas les éléments métalliques à l'exception du mercure pour lequel on note en effet des teneurs élevées dans la chair des grands prédateurs comme le thazard barré *Scomberomorus cavalla* (0,13 – 0,55 mg/kg p.f.) et le barracuda *Sphyraena barracuda* (0,39 mg/kg p.f.). Le mercure possède une capacité à être bioaccumulé et bioamplifié tout au long du réseau trophique. La situation se présente de façon complètement inverse dans le cas du nickel, du chrome et du plomb pour lesquels les concentrations les plus fortes sont mesurées dans les espèces de bas niveaux trophiques. Pour le cuivre, et à un degré moindre pour le zinc, le cadmium et l'argent, ce sont les espèces de niveau trophique 3, essentiellement des crustacés, qui présentent les plus fortes teneurs.

L'échantillonnage qui a pu être réalisé pour cet inventaire de la contamination n'a pas mis clairement n'en évidence un effet de la taille des individus sur les niveaux de contamination, en partie en raison de l'échantillonnage trop réduit, des niveaux de contamination très faibles, souvent à la limite des seuils de quantification, mais surtout du fait que, excepté le cas du mercure, les métaux ne s'accumulent pas ou très peu dans la chair des organismes aquatiques. De plus, et pour les mêmes raisons, aucun effet de la zone de capture des différentes espèces n'a été mis en évidence.

Enfin, il paraît important de rappeler que les éléments mesurés dans cet échantillonnage apparaissent à des niveaux très faibles, bien inférieurs aux concentrations maximales admissibles fixées par la réglementation, à l'exception signalée du mercure qui avoisine ces maxima dans le cas des grands prédateurs.

IV.2 Analyse des formes de l'arsenic dans les tissus biologiques

IV.2.1 Données de référence sur l'arsenic dans le milieu marin

L'arsenic est largement distribué dans l'environnement. Il est naturellement abondant dans l'écorce terrestre (2,5 mg/kg en moyenne). Les principales sources de contamination anthropiques sont liées à des activités comme la métallurgie des métaux non ferreux, la combustion de charbon et pétrole ainsi que des

utilisations en quantité relativement limitée : produits phytosanitaires (agent de protection du bois de construction), alliages utilisés en électronique, produits pharmaceutiques, pigments.

La chimie de l'arsenic (métalloïde) repose sur les propriétés de ses oxydes et leur capacité à former des sels avec de nombreux cations. Par liaisons covalentes avec l'hydrogène et le carbone, l'arsenic est susceptible d'être présent sous de nombreuses formes organiques, soit naturellement soit industriellement. Les formes inorganiques, arsénite (As^{III}) et arséniate (As^{V}), sont minoritaires et les plus toxiques, les formes organiques sont de très loin les plus abondantes dans l'environnement et les organismes (Michel 1993; Ifremer 1994; Ices 2004a). L'arsenic n'est pas biomagnifié dans les réseaux trophiques.

L'arsenic est connu comme poison violent. Les formes inorganiques sont les plus toxiques, et l'arsénite davantage que l'arséniate. Divers effets toxiques ont été observés chez l'homme à la suite d'expositions accidentelles à l'arsenic : effets cutanés avec des hyper-kératinisations de la paume de la main et de la plante du pied (*black foot disease*) allant jusqu'à la gangrène, effets sur la circulation sanguine et sur la respiration, effets neurocérébraux allant jusqu'à des déficiences intellectuelles. L'arsenic est un cancérogène reconnu (Groupe 1, selon la classification IARC).

Distribution de l'arsenic dans l'environnement marin

Dans l'eau la concentration en As total est de l'ordre du $\mu\text{g/l}$ (estuaire de Seine). Les concentrations moyennes dans le sédiment sont de l'ordre de 3-15 mg As/kg (arsenic total).

Dans les invertébrés, les concentrations en arsenic total sont généralement de quelques dizaines de mg/kg.

Dans les moules et huîtres du littoral français de l'hexagone, les teneurs moyennes se situent en moyenne aux environs de 2 $\mu\text{g/g}$ poids frais (1-5 $\mu\text{g/g}$ p.f.) (Ifremer 1994). Dans les crustacés, les concentrations en As total sont plus élevées et atteignent 30-50 $\mu\text{g/kg}$ de chair humide (Michel 1993; Ices 2004a).

Dans les poissons, les espèces démersales présentent une contamination supérieure aux espèces pélagiques, mais généralement de l'ordre de 2-20 $\mu\text{g As total/g}$ (poids frais) dans la chair. L'arsénobétaïne est la principale forme d'arsenic dans les poissons et cette forme non toxique prédomine d'autant plus qu'il s'agit d'organismes de rang trophique supérieur. Les formes organiques non toxiques sont très majoritaires et représentent plus de 98 % de l'arsenic total.

Réglementation

La DHTP provisoire a été fixée en 1989 à 15 $\mu\text{g As inorganique par kg de poids corporel et par semaine}$ (JECFA 1989). Une réévaluation récente des risques associés à l'arsenic dans les produits alimentaires a été publiée récemment par l'EFSA (Efsa 2009) qui recommande une redéfinition des doses tolérables admissibles pour l'arsenic minéral dans les aliments.

IV.2.2 Méthodologie de l'analyse des formes de l'arsenic dans les tissus biologiques

L'arsenic total et l'arsenic minéral ont été déterminés dans 50 échantillons de chair de poisson et de crustacés du littoral de la Martinique. Les mesures ont été réalisées au laboratoire Idhesa Bretagne Océane à Plouzané. Pour l'arsenic total, la prise d'essai de tissus biologique est minéralisée par traitement acide (HCl/HNO₃) à 90 °C. La mesure se fait par ICP-OES (torche à plasma et spectrométrie d'émission). La limite de détection est de 0,5 mg As total /kg de chair. Pour l'arsenic minéral, la détermination se fait par spectrométrie d'absorption atomique par génération d'hydrures après extraction acide (HCl, 0,07M à 37 °C). La limite de détection est de 0,5 $\mu\text{g As minéral/g de chair}$.

IV.2.3 valent L'arsenic, total et minéral, dans la chair d'organismes du littoral martiniquais

Nota. Contrairement à la convention adoptée pour la majorité des autres substances, les résultats des mesures d'arsenic sont rapportés au poids sec et non par rapport au poids frais. En absence de la valeur précise de la teneur en eau mesurée dans ces échantillons, les ordres de grandeurs des concentrations en arsenic sous les deux formes, organique et minérale, peuvent être estimés en divisant par 5 les valeurs des teneurs en poids sec (en moyenne 80 % + 5 %).

Les concentrations en arsenic total (As total) varient entre 0,25 et 108 mg/kg de poids sec (Tabl. 29) ; et celles en arsenic minéral sont toujours inférieures à 0,5 mg/kg p.s.

Tabl. 29. Synthèse des mesures des teneurs en arsenic total mesurées dans la chair d'espèces halieutiques du littoral Martiniquais (mg/kg p.s.).

| | Nb | Moyenne | Médiane | E-Type | Min | Max | Centile 10 | Centile 90 |
|--------------------|----|---------|---------|--------|------|-----|---------------|---------------|
| As total poissons | 33 | 1,80 | 0,92 | 1,92 | 0,25 | 7,4 | 0,25 | 4,24 |
| As total crustacés | 13 | 49,0 | 48,0 | 30,8 | 11,0 | 108 | 13,4 | 79,0 |

Les concentrations en arsenic total mesurées dans la chair des crustacés, langouste blanche *Panulirus argus* essentiellement (concentration médiane : 48 mg/kg p.s.) sont environ 50 fois supérieures à celles mesurées dans la chair des poissons (concentration médiane 0,92 µg/g p.s.) (Tabl. 29) en accord avec des mesures réalisées sur des grands crustacés comestibles (Ices 2004b). Les formes minérales, les plus toxiques, sont absentes de la chair des organismes marins ; dans tous les échantillons, les teneurs sont inférieures à la limite de détection de 0,5 mg As minéral/kg de chair (p.s.). Il est admis que les formes minérales de l'arsenic qui sont les plus toxiques représentent ensemble moins de 2% de l'arsenic total dans les poissons et les crustacés marins.

Les mesures d'arsenic total ne font pas apparaître de différence de contamination des organismes en relation avec la zone de prélèvement. Il n'y a pas non plus d'effet du type trophique sur la contamination par l'arsenic, si ce n'est la grande différence de niveaux entre ceux mesurés dans les poissons et ceux dans les crustacés. La taille des individus n'apparaît pas non plus comme un facteur agissant sur les niveaux de contamination par l'arsenic.

En résumé, les niveaux d'arsenic total et minéral mesurés dans les organismes marins de Martinique sont bas, comparables à ceux rencontrés par ailleurs et ne présentent aucun risque pour la santé des consommateurs.

IV.3 Contamination de la faune par les organostanniques

IV.3.1 Données de référence sur les organostanniques dans le milieu marin

L'étain (Sn), élément contenu dans l'écorce terrestre est naturellement présent dans l'environnement. Les activités métallurgiques et industrielles ont contribué à sa dissémination. Dans l'environnement marin littoral, les préoccupations à propos de l'étain concernent les organostanniques utilisés comme biocides et en particulier le tributyl étain (TBT) autrefois utilisé dans les peintures anti-salissures pour les bateaux, et ses dérivés mono- et di-butyl (MBT, DBT). Ces utilisations sont maintenant très réglementées compte tenu d'effets toxiques à très faibles doses de ces substances, observés sur certaines espèces marines comme les huîtres et les gastéropodes marins (trouble de la croissance, féminisation des mâles ou imposex à des concentrations dans l'eau aussi faibles que le nanogramme par litre). Le TBT est un perturbateur endocrinien et agit sur les fonctions immunitaires.

Distribution des organo-étains dans l'environnement marin et réglementation

(Alzieu & Michel 1998; Antizar-Ladislao 2008)

Dans les eaux côtières incluant les zones proches de ports, les concentrations en TBT peuvent être élevées (quelques dizaines de ng de Sn par litre de TBT) ; elles ont largement décliné (moins de 0,1 ng/l en 1999) suite à l'interdiction de peintures anti-salissures à base de TBT (en 1982 en France).

Dans les mollusques bivalves, des concentrations très variables ont été mesurées dans la gamme 10-800 ng Sn/g de chair poids sec (Antizar-Ladislao 2008). Quelques résultats de mesures dans les organismes de la côte normande situent les niveaux de TBT dans la gamme 1-100 ng/g p.s. (AESN 2008).

| | |
|--------------------------------|-----------------------------------|
| Moules | 8 - 122 ng Sn/g p.s. (moyenne 40) |
| Coquilles St-Jacques | 8 - 92 ng Sn/g p.s. |
| Bulot | 5 - 58 ng Sn/g p.s. |
| Crevette grise (baie de Seine) | 6 ng Sn/g p.s. |
| Etrilles | 1 ng Sn/g p.s. |
| Poissons (turbot) | 8 - 86 ng Sn/g p.s. |

Dans le cadre de l'étude CALIPSO (Leblanc 2006), les teneurs en organostanniques mesurées dans les poissons se situent dans la gamme 1 - 25 ng/g p.f. pour la somme des organostanniques (MBT : 0,4 – 6 ; DBT : 0,2 – 1 ; TBT 0,1 – 10 ng/g p.f.). Cette même étude a relevé des niveaux de contamination plus élevés dans des crustacés : étrille 14 ng/g pour la somme des organostanniques (MBT : 5,2 ; DBT : 3,6 ; TBT : 2,7 ng/g p.f.) (Concentrations en chlorure de TBT, concentration de TBT de 1 ng Sn/g égale à 0,27 ng/g exprimée en chlorure de TBT).

Réglementation

Le groupe d'experts de l'Efsa (Efsa 2004) a défini une dose globale journalière maximum admissible de 0,25 µg/kg de poids corporel pour l'ensemble des organo-étain (soit une DJA globale de 0,1 µg Sn/kg p.c./jour).

IV.3.2 Méthodologie

Les mesures des organostanniques ont été réalisées au laboratoire Idhesa Bretagne Océane à Plouzané, selon le protocole de référence (Norme ISO 17353 : 2004, Qualité de l'eau – Dosage de composés organostanniques sélectionnés - méthode par chromatographie en phase gazeuse). Une prise d'essai de 30 g de chair (p.f.) est saponifiée pour détruire les lipides et extraire les contaminants. Les organo-étains présents sont dérivés par traitement au tétraéthylborate de sodium. Après une nouvelle purification sur Florisil, l'extrait concentré est analysé par CPG/MS (norme ISO 17353:2004 : qualité de l'eau – dosage de composés organostanniques sélectionnés - méthode par chromatographie en phase gazeuse). Les seuils de détection sont établis à 10 µg/kg de chair (p.f.).

IV.3.3 Les organostanniques dans la faune autour de la Martinique

Nota. Comme pour l'arsenic, les résultats de mesure des composés organiques de l'étain sont rapportés au poids sec et non par rapport au poids frais. En absence de la valeur précise de la teneur en eau mesurée dans ces échantillons, les ordres de grandeur des concentrations organostanniques peuvent être estimés en divisant par 5 les valeurs des teneurs en poids sec (en moyenne 80 %+- 5%). Il s'agit bien de concentrations en MBT, DBT ou TBT (et non pas de Sn sous ces différentes formes).

Les trois formes (mono, di et tri-butyl) des organostanniques ont été mesurées dans 25 prélèvements parmi ceux étudiés pour la chlordécone et les formes de l'arsenic. Les organostanniques n'ont pas été détectés en concentrations mesurables. Dans la quasi totalité des 25 prélèvements de chair de poissons, de mollusques ou de crustacés, les teneurs sont inférieures à 10 µg/kg p.s. pour chacun des composés mono, di et tri-butyl étain (soit 2 µg/kg p.f.) (Annexe 6). Seuls deux échantillons présentent des concentrations mesurables sans que l'on puisse y trouver une quelconque explication : un prélèvement de marigou soldat *Holocentrus rufus* de la zone 7 affiche une valeur de 200 ng/g p.s.(40 µg/kg p.f.) et un prélèvement d'huître plate de palétuvier *Isognomon alatus* de la zone 2 présente des niveaux de 190 et 12 µg/kg p.s. (38 et 2,4 µg/kg p.f.) de TBT et DBT respectivement.

A ce niveau de présence, les organostanniques n'apparaissent pas comme une préoccupation environnementale et sanitaire prioritaire en Martinique.

IV.4 Caractérisation de la contamination par les composés organiques persistants dans les organismes autour de la Martinique

Parmi la multitude de substances chimiques organiques qui sont susceptibles d'être présentes à l'état de traces dans l'environnement littoral de la Martinique, pour la plupart des substances de synthèse utilisées dans de très divers secteurs d'activité, l'étude s'est focalisée sur les polluants organiques persistants. En effet ces substances, parce qu'elles sont peu dégradables et très peu solubles dans l'eau possèdent une grande affinité pour les lipides, ce qui les rend aptes à être bioconcentrées, bioaccumulées et bioamplifiées dans les réseaux trophiques. Dans les cas extrêmes, leur accumulation dans les réseaux trophiques peut rendre les produits impropre à la consommation et par conséquent nuire à l'exploitation des ressources marines vivantes. Dans cette approche relevant d'un inventaire de la contamination des organismes, nous nous intéresserons aux PCB, aux dioxines, aux PBDE et autres pesticides organochlorés. Auparavant, et cela constitue une petite digression à la présente démarche, une mention particulière est accordée au paraquat. Cette substance toxique largement utilisée est très labile ; elle ne séjourne pas dans les organismes. Elle a été recherchée uniquement dans quelques échantillons d'eau de surface.

IV.4.1 Le Paraquat dans l'eau

Le paraquat (Fig. 37) est un herbicide de contact largement utilisé en agriculture. Il est très soluble dans l'eau (700 g/l), dégradable et n'est pas bioaccumulable. Le paraquat ne s'accumule pas et n'est pas stocké dans les tissus biologiques. Une recherche systématique par l'analyse chimique du paraquat et d'autres produits phytopharmaceutiques solubles ne peut se faire que dans les eaux.

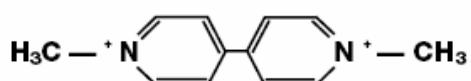


Fig. 37. Structure chimique du paraquat.

Le paraquat présente des risques élevés de toxicité aiguë par inhalation et ingestion notamment pour les utilisateurs (irritations cutanées, causticité digestive, dysfonctionnements rénaux). La consommation

d'aliments d'origine animale ne peut pas constituer pour l'homme une voie d'exposition au paraquat. Les expositions sont essentiellement des expositions professionnelles par contact avec la peau ou des ingestions accidentelles. Il agit sur la respiration, la dose létale pour l'humain étant estimée à 35 mg/kg p.c.

En France, l'autorisation d'utilisation a été retirée en 2007 (Journal officiel du 4 août 2007).

Niveaux de paraquat dans l'environnement et normes

Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine)

La concentration maximale acceptable (CMA) provisoire du paraquat dans l'eau potable est de 10 µg/l. Ce seuil reste toutefois très élevé en regard des directives visant à réduire les niveaux de présence de résidus de pesticides dans les eaux de surface (concentration maximale de 0,1 µg/l pour la plupart des pesticides dans les eaux).

Les analyses de paraquat dans les prélèvements d'eau réalisés en mai 2008 dans huit rivières ne révèlent pas la présence de cet herbicide à des concentrations supérieures à 10 µg/l (valeur de la CMA dans l'eau potable et valeur seuil de détection de cette molécule par les méthodes d'analyse actuelles). Les rivières où les prélèvements ont été effectués sont la rivière Pilote, la rivière du François, la rivière Mansarde, la rivière du Lorrain, la rivière Cacao, la rivière Roxelane, la rivière Gaschette et la rivière du Prêcheur.

IV.4.2 Les Polluants Organiques Persistants : PCB, dioxines et PBDE

IV.4.2.1 Données de référence sur les PCB, dioxines et PBDE

Les PCB (polychlorobiphényles)

Les polychlorobiphényles (PCB) (Fig. 38) ont été largement utilisés sous forme de mélanges techniques (Aroclor, Phénochlor) comme isolants thermiques dans les transformateurs électriques notamment. Leur utilisation a été très réglementée, restreinte aux systèmes clos à partir de 1975 et finalement leur production a été arrêtée, en 1987 en France.

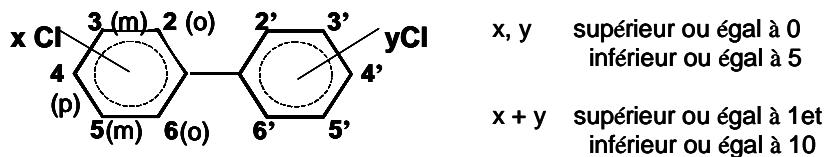


Fig. 38. Structure chimique des PCB.

La synthèse des PCB conduit théoriquement à 209 composés distincts, les congénères de PCB, qui se distinguent par le nombre et la position des atomes de chlore sur la molécule.

Les PCB, font partie des POP et sont caractéristiques de composés persistants, hydrophobes et bioaccumulables. Ils sont présents à l'état de traces dans l'eau, de l'ordre de la dizaine de pg/m³ dans les eaux du large et atteignent des concentrations de quelques mg/kg dans le lard des mammifères marins. Dans le cadre du RNO, les concentrations dans les bivalves, huîtres et moules, varient de quelques µg/kg à plusieurs centaines de µg/kg ; les niveaux les plus élevés sur l'ensemble du littoral français sont mesurés dans les mollusques prélevés à proximité de l'estuaire de Seine.

Ces différents constituants sont désignés selon la nomenclature usuelle par un numéro, de CB1 (2-mono-chlorobiphényle) à CB209 (décachlorobiphényle). L'analyse détaillée des différents congénères de PCB par chromatographie en phase gazeuse à haute résolution permet l'étude de leur distribution dans les organismes. Le CB153, 2,2',4,4',5,5'-hexa-chlorobiphényle, est très souvent le composé le plus abondant dans les matrices biologiques. C'est un composé très persistant, souvent considéré comme modèle de composés bioaccumulés et biomagnifiés. Les composés dits "PCB indicateurs ou PCB marqueurs" sont ceux qui sont suivis dans le cadre de programmes de surveillance ; ce sont les composés CB28, 52, 101, 118, 138, 153, et 180.

L'exposition chronique aux PCB peut être à l'origine de divers dysfonctionnements observés en laboratoire : hypertrophie hépatique, effets cancérogènes, chloracnée, altérations des fonctions reproductrices. Certains de leurs mécanismes de toxicité sont semblables à ceux des dioxines, et des facteurs de toxicité en équivalent toxicité dioxine (2378-TCDD) ont été attribués aux congénères les plus

toxiques, ceux qui ne sont pas substitués en positions ortho et à certains des composés mono-ortho substitués : ce sont les PCB apparentés aux dioxines ou dioxin-like PCBs (PCB-DL). L'absence de substitutions en ortho de la liaison entre les deux cycles permet des configurations coplanaires, très comparables à celle de la 2378-TCDD expliquant la grande similitude des mécanismes de toxicité de ces PCB-DL avec les composés du groupe des PCDD et PCDF substitués en 2378 comme la 2378-TCDD. (voir l'encart suivant consacré aux dioxines PCDD et PCDF).

Les PCB non apparentés aux dioxines présentent d'autres mécanismes de toxicité qui sont aussi pris en compte dans la gestion du risque PCB.

Les dioxines et les PCB apparentés aux dioxines

Nature et origine

Le terme dioxines désigne les composés des groupes des PCDD (polychloro dibenzo-para-dioxines) et des PCDF (polychloro-dibenzofuranes). Ce sont des substances organochlorées, constituées de deux cycles benzéniques chlorés et liés par un (furanes) ou deux atomes d'oxygène (dioxines) (Fig. 39).

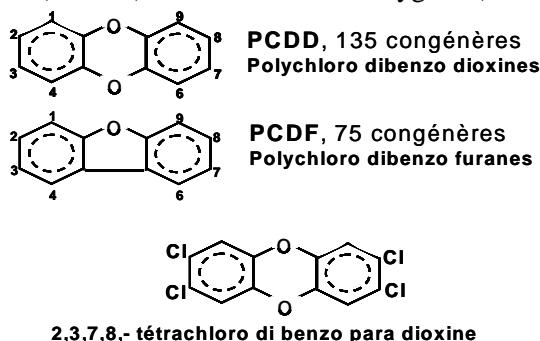


Fig. 39. Structures chimiques des PCDD et des PCDF.

Les dioxines sont des sous-produits indésirables de réactions chimiques impliquant le chlore ou de processus de combustion. Parmi les procédés chimiques pouvant donner lieu à la formation de PCDD et de PCDF figurent la production de dérivés chloroaromatiques (PCB, chlorophénols, acides chlorophénoxy acétiques), le blanchiment au chlore des pâtes à papier, l'électro-chloration, la métallurgie. Actuellement ce sont les processus de combustion comme les échappements de véhicules automobiles, le recyclage des métaux et tout particulièrement l'incinération des déchets urbains qui représenteraient la principale source d'émission de dioxines dans l'environnement. Les quantités émises ont bien diminué ces vingt dernières années, de l'ordre du kilogramme par an (en TEQ) à l'échelle de la France.

Devenir et effets des dioxines dans l'environnement

Leur présence dans l'environnement au niveau du pg/g, est préoccupante en raison de leur persistance, de leur capacité à être bioaccumulées et de leurs propriétés toxiques. Les dioxines, comme les PCB et les POP présentent les caractéristiques physicochimiques des polluants hydrophobes et persistants, potentiellement bioaccumulables. Leur coefficient de partage octanol-eau varient dans une large gamme (logK_{ow} : 6,4 - 8) selon le nombre et la position des atomes de chlore dans la molécule.

Toxicité des dioxines et furanes polychlorées (Inserm 2000)

La toxicité de ces composés se traduit par divers symptômes: effets cutanés, atteintes hépatiques, altération de la fonction immunitaire, atteinte à la fonction de reproduction. Les effets de ces substances vis-à-vis des organismes aquatiques et marins aux concentrations rencontrées dans l'environnement sont assez mal connus. La plupart des travaux, plus fréquents sur la 2378 TCDD, concernent les petits rongeurs de laboratoire. La dioxine (TCDD) est l'un des composés chimiques les plus toxiques, les doses létales (DL50) variant de façon considérable selon les espèces animales. Elles s'échelonnent ainsi de 0,0006 mg/kg (poids corporel) chez le cobaye à 3 mg/kg (p.c.) chez le hamster. D'autre part la 2,3,7,8-TCDD a été reconnue en 1997 comme cancérogène pour l'homme par le Centre International de recherche sur le cancer. Les 17 congénères toxiques qui possèdent, comme la 2,3,7,8-TCDD, un minimum de quatre atomes de chlore aux positions -2,3,7,8 présentent les mêmes mécanismes de toxicité.

La toxicité équivalente dioxine ou TEQ

Afin de pouvoir caractériser la charge toxique liée aux dioxines, un indicateur a été accepté au niveau international, c'est la TEQ ou Quantité toxique équivalente en dioxine (au singulier ici, c'est la 2,3,7,8 - TCDD) basée sur l'activation de systèmes enzymatiques spécifiques du mécanisme de toxicité de la 2,3,7,8

-TCDD et de ses analogues structuraux. A chaque congénère est ainsi attribué un coefficient de toxicité (I-TEF = *International Toxic Equivalent Factor*) établi par comparaison de l'activité du composé considéré à celle de la 2,3,7,8-TCDD (Tabl. 30). Dans un échantillon, la quantité toxique équivalente (TEQ) se calcule en sommant les concentrations des 17 composés les plus toxiques, pondérées par leurs facteurs respectifs de toxicité équivalente ($\text{TEQ} = \sum ci \times \text{TEFi}$).

Du fait de leurs similarités structurales, molécule plane ou proche du plan du fait de la position des atomes de chlore sur la molécule, certains congénères de PCB qui ne possèdent pas d'atomes de chlore en position ortho et aussi quelques-uns des constituants mono-chloro substitués¹, présentent les mêmes mécanismes de toxicité que la 2,3,7,8-TCDD ; pour cette raison, il leur a été attribué des facteurs d'équivalence toxicité dioxine.

Tabl. 30. Facteurs de toxicité équivalente (TEF : *toxicity equivalent factors*) pour les dioxines (PCDD et PCDF) et les PCB apparentés aux dioxines (Van den Berg *et al.* 1998; Van den Berg *et al.* 2006).

| PCDD | | | PCDF | | | PCB | | |
|---------------|-------------|---------------|---------------|-------------|---------------|----------------------|---------------|----------------|
| | TEF 1998 | TEF 2006 | | TEF 1998 | TEF 2006 | | TEF 1998 | TEF 2006 |
| 2378-TCDD | 1 | 1 | 2378-TCDF | 0,1 | 0,1 | PCB non ortho | CB77 0,0001 | 0,0001 |
| | | | 12378-PeCDF | 0,05 | 0,03 | | CB81 0,0001 | 0,0003 |
| 12378-PeCDD | 1 | 1 | 23478-PeCDF | 0,5 | 0,3 | PCB non ortho | CB126 0,1 | 0,1 |
| | | | 123478-HxCDD | 0,1 | 0,1 | | CB169 0,01 | 0,03 |
| 123789-HxCDD | 0,1 | 0,1 | 123789-HxCDF | 0,1 | 0,1 | PCB non ortho | CB105 0,0001 | 0,00003 |
| | | | 123678-HxCDD | 0,1 | 0,1 | | CB114 0,0005 | 0,00003 |
| 1234678-HpCDD | 0,01 | 0,01 | 1234678-HxCDF | 0,1 | 0,1 | PCB non ortho | CB118 0,0001 | 0,00003 |
| | | | 1234678-HpCDF | 0,01 | 0,01 | | CB123 0,0001 | 0,00003 |
| OCDD | 0,0001 | 0,0003 | 1234789-HpCDF | 0,01 | 0,01 | PCB non ortho | CB156 0,0005 | 0,00003 |
| | | | OCDF | 0,0001 | 0,0003 | | CB157 0,0005 | 0,00003 |
| | | | | | | | CB167 0,00001 | 0,00003 |
| | | | | | | | CB189 0,0001 | 0,00003 |

Les facteurs de toxicité équivalente (TEF) ont été réévalués en 2005 ; les nouvelles valeurs (TEF OMS2006) inférieures aux précédentes dans le cas des PCB sont indiquées dans le tableau précédent, mais il s'avère que les publications récentes font encore la plupart du temps référence aux TEF définis en 1998.

Notons que les PCB de type dioxine possèdent des facteurs de toxicité nettement inférieurs à ceux des dix-sept dioxines et furanes substituées aux positions 2,3,7,8, mais qu'ils contribuent de façon très importante à la quantité totale en équivalent toxique (Total TEQ = TEQPCDD + TEQPCDF + TEQPCB-DL) au TEQ parce qu'ils sont présents à des niveaux supérieurs de plusieurs ordres de grandeur à ceux des PCDD et PCDF.

PCB, PCB-DL et dioxines : Niveaux dans divers compartiments de l'environnement et normes

Sédiment

Bruit de fond (BF sédiments) PCB153 : 10 µg/kg poids sec

Sédiment marin au débouché de l'estuaire de Seine : 0,1-10 mg/kg p.s.

Quelques niveaux référence mesurés dans les organismes littoraux pour le PCB153

Mollusques (Claisse *et al.* 2006)

Moules

- Manche et Atlantique 3,9 (0,03 - 100) ng/g p.f. *Mytilus edulis*
- Méditerranée 0,18 (0,04 - 2) ng/g p.f. *Mytilus spp.*

Huîtres

- Manche et Atlantique 3,74 (0,3 - 118,6) ng/g p.f. *Crassostrea gigas*
- Antilles - 0,28 (0,04 - 3,0) ng/g p.f. *Isognomon alatus*
- 0,17 (0,10 - 2,9) ng/g p.f. *Crassostrea rhizophorae*

¹ La libre rotation des cycles phényle autour de la liaison carbone-carbone permettant à la molécule d'atteindre une configuration stérique proche du plan, favorable aux réactions enzymatiques et à la formation d'intermédiaires toxiques.

| | | |
|---|-------------------------------|----------------------------|
| Crustacés (Bodin 2005; AESN 2008) | | |
| - Crabe tourteau, araignée | - Baie de Seine | 2,8 - 5,4 ng/g p.f. |
| | - Le Conquet (Ouest-Bretagne) | 0,4 ng/g p.f. |
| Poissons marins (baie de Seine, mesures dans chair) (AESN 2008) | | |
| Bar, plie, sole | Baie de Seine | 11,5 (0,5 - 180) ng/g p.f. |

Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine)

Compte tenu de leur caractère toxique et bioaccumulable, l'OMS a établi pour les PCB une Dose journalière tolérable (DJT) de 0,02 µg/kg poids corporel en équivalent Aroclor soit 0,01µg/kg poids corporel pour la somme des 7 PCB indicateurs (AFSSA).

Le PCB 153 représente communément (environnement marin européen) environ 40% de la somme des 7 PCB indicateurs.

TEQ dioxines (TEQ totale)

Quelques niveaux référence mesurés dans les organismes littoraux

La TEQ totale correspond à la somme des TEQ PCB-DL; TEQ PCDD et TEQ PCDF Les PCB –DL contribuent pour les ¾ environ à la TEQ totale.

Mollusques (AESN 2008)

Moules

| | | |
|---------------------|-------------------------|-----------------------|
| - Littoral | 1,4 (0,7 - 4) pg/g p.f. | <i>Mytilus spp.</i> |
| - Estuaire de Seine | (6,4 - 12,4) pg/g p.f. | <i>Mytilus edulis</i> |
| - Ouest Cotentin | (0,3 - 0,6) pg/g p.f. | |

Huîtres

| | | |
|------------|---------------------------|--------------------------|
| - Littoral | 1,5 (0,7 - 3,5) pg/g p.f. | <i>Crassostrea gigas</i> |
|------------|---------------------------|--------------------------|

Crustacés (Bodin 2005; AESN 2008)

| | | |
|----------------------------|-------------------------------|-----------------------|
| - Crabe tourteau, araignée | - Baie de Seine | (0,8 - 2,6) pg/g p.f. |
| | - Le Conquet (Ouest-Bretagne) | (0,2 - 0,3) pg/g p.f. |

Poissons marins (AESN 2008)

| | |
|----------------------------|----------------------|
| Plie, sole : Baie de Seine | 2,2 - 11,6 pg/g p.f. |
|----------------------------|----------------------|

Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine)

Concentrations maximales admissibles (CMA) dans les produits de la mer (Anon. 2008c)

TEQ (dioxines) 4 pg/g p.f. (anguille : 6 pg/g p.f.)

TEQ Totale (dioxines et PCB-DL) 8 pg/g p.f. (anguille : 12 pg/g p.f.)

Dose tolérable admissible

Dose mensuelle tolérable : 70 pg TEQ /kg poids corporel / mois

Les polybromo-diphényles éthers (PBDE)

Les PBDE englobent une large famille de composés bromés (Fig. 40) utilisés comme produits retardateurs de flamme dans les textiles, les matériaux isolants, les matières plastiques, l'équipement électronique et par conséquent sont largement disséminés dans tout l'environnement. Différents mélanges techniques ont été utilisés, notamment les produits penta, octa et déca bromés. Actuellement c'est le mélange décabromé qui est principalement utilisé, suite à l'interdiction des mélanges pentabromés en 2001.

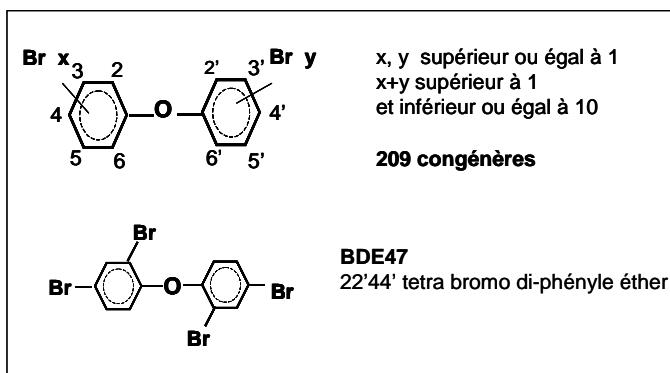


Fig. 40. Structure chimique des PBDE.

Les concentrations en PBDE dans les organismes marins se situent au niveau de quelques ng/g de chair.

Ces substances sont reconnues comme de possibles perturbateurs endocriniens. La préoccupation concernant les dérivés bromés est liée à leur détection dans tous les compartiments de l'environnement y compris dans les organismes et, plus important, au constat de l'augmentation très sensible des teneurs environnementales ces dernières années. A titre indicatif, au cours des dernières décennies les teneurs dans le lait humain en Suède aurait doublé tous les 5 ans (Noren & Meironyte 2000), constat confirmé par ailleurs (Hites 2004). Par contre, les résultats d'analyse rétrospective de la surveillance des œufs de guillemots menée en Suède (Sellstrom *et al.* 2003) démontrentraient une tendance à la baisse de cette contamination par les PBDE à partir du milieu des années 1980, avec un retour vers 1995-2000 à un niveau comparable à celui observé en 1970. De telles observations ont été réalisées à l'Ifremer par l'analyse rétrospective sur la période de prélèvements de moules, réalisés dans le cadre de la Surveillance RNO (Johansson *et al.* 2006).

Par ailleurs il faut noter que si le produit le plus utilisé est le mélange décabromé, donc très majoritairement le composé BDE209, en général c'est le composé tétra-bromé BDE47 qui est détecté en plus forte concentration, reflétant la complexité des processus de dégradation des PBDE et celui de leur transport dans l'environnement. Par ailleurs l'analyse du composé PBDE209 présente de nombreuses difficultés.

Actuellement (2009) il n'existe pas de dose毒ique de référence ni de réglementation sur les concentrations maximales admissibles en PBDE dans les aliments, y compris dans les produits de la mer.

Quelques niveaux référence en PBDE (PBDE47) mesurés dans les organismes littoraux

Mollusques (Johansson *et al.* 2006; Abarnou & Duchemin 2008)

Moules

| | | |
|---|----------------------|-----------------------|
| - Littoral France métropole | 60 – 2000 pg/g p.f. | <i>Mytilus spp.</i> |
| - Estuaire de Seine (analyses rétrospectives) | 350 - 2000 pg/g p.f. | |
| - Estuaire de Seine | 400 - 600 pg/g p.f. | <i>Mytilus edulis</i> |
| - Ouest-Cotentin | 60 - 100 pg/g p.f. | |

Crustacés (Bodin 2005)

| | | |
|-------------------------------|-------------------|---------------------------|
| - Baie de Seine | 16 – 20 pg/g p.f. | crabe, tourteau, araignée |
| - Le Conquet (Ouest-Bretagne) | 4 - 16 pg/g p.f. | |

Poissons marins (Abarnou & Duchemin 2008; AESN 2008)

| | | |
|---------------------|----------------------|-----------------|
| - Estuaire de Seine | 100 - 3000 pg/g p.f. | bar, sole, plie |
| - Ouest cotentin | 20 - 100 pg/g p.f. | |

Valeurs toxicologiques de référence (santé humaine)

Il n'existe pas de réglementation sur les doses maximales, ni sur les concentrations maximales admissibles, dans les produits de la mer.

IV.4.2.2 Analyse des POP (PCB, PCB-DL, PCDD, PCDF et PBDE) dans les organismes autour de la Martinique

L'échantillonnage réalisé en mars et avril 2008 a aussi été mis à profit pour réaliser un premier état de la contamination du littoral martiniquais par les PCB, les dioxines (PCDD et PCDF) et les PBDE (polybromo-diphényles éthers). Ainsi ces composés ont été recherchés dans une quarantaine d'échantillons.

Les analyses des dioxines (PCDD et PCDF), des PCB (PCB-indicateurs et PCB de type dioxine), les PBDE (polybromo-diphényle éthers) ont été réalisées au Laboratoire Carso - Centre d'analyse et de recherche sur les substances organiques - Laboratoire Santé Environnement Hygiène de Lyon. Ce laboratoire est agréé par le Ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche pour l'analyse des PCB, dioxines et PBDE dans les produits alimentaires. Leur analyse est réalisée selon la méthode de dilution isotopique et détermination par chromatographie en phase gazeuse à haute résolution et couplage par spectrométrie de masse à haute résolution (HRGC-HRMS) selon la méthode recommandée par l'US EPA (méthode 1613, Telliard 1994).

Les protocoles analytiques incluent trois étapes :

- les analyses sont réalisées sur des fragments de chair lyophilisée ;
- extraction au soxhlet par un mélange de solvants toluène-cyclohexane (50 :50) pendant 12 heures, etc.) ;
- l'extrait obtenu est pesé (matière extractible), subit plusieurs étapes de purification et de préfractionnement : traitement à l'acide sulfurique, purification sur colonne chromatographique multi-couches (successivement de haut en bas : silice neutre, silice acide, silice neutre, silice basique, silice neutre), suivi de préfractionnement sur colonne de Florisil et finalement un dernier fractionnement sur colonne Carbopack et Celite ;
- aux différentes étapes les composés marqués au Carbone 12 sont ajoutés pour permettre le contrôle des différentes étapes de préparation et garantir la quantification des composés recherchés ;
- les différents extraits sont analysés en chromatographie et spectrométrie à haute résolution (HRGC-HRMS ; appareil Waters Autospec, résolution supérieure à 10000, colonne apolaire).

Les analyses sont validées par les contrôles de récupération des composés marqués, par la vérification de blancs analytiques (absence d'interférences) et par l'analyse de matériaux certifiés.

IV.4.2.3 Résultats sur les polluants organiques persistants

Au total ce sont de 50 composés qui ont été déterminés dans quarante et un échantillons de chair de crustacés ou de poissons : 7 PCB indicateurs individuels distincts, 12 PCB de type dioxine, 7 composés du groupe PCDD et 10 de celui des PCDF (substitués en 2378), et enfin 14 composés du groupe des PBDE (Annexe 7). La synthèse des résultats de mesures est donnée pour les PCB indicateurs (CB153, CB118 et S_iPCB_i), des PCB-DL et dioxines (PCDD et PCDF) exprimés en TEQ et les PBDE (somme de PBDE, BBDE 47 et BDE 209).

Pour l'ensemble de ces polluants organiques les teneurs mesurées dans les poissons et les crustacés du littoral de la Martinique sont très faibles. C'est un des principaux résultats de cette évaluation de la contamination des écosystèmes côtiers de la Martinique.

Les polychlorobiphényles, PCB indicateurs

Les concentrations en PCB varient de quelques ng/kg à près de 3 µg/kg pour le PCB153, généralement le composé majoritaire du groupe des PCB indicateurs, et entre 10 ng/kg et 10 µg/kg pour la somme des sept PCB indicateurs (PCB28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180). Ces niveaux de présence dans la chair des organismes marins des côtes martiniquaises sont plus de trois ordres de grandeur inférieurs à ceux communément mesurés dans les organismes du littoral de la France continentale (pour le PCB153, 1 - 50 µg/kg dans la chair des mollusques).

Profil de contamination des PCB indicateurs

Les profils de contamination (Fig. 41) sont obtenus en normalisant les concentrations des PCB individuels par rapport à la somme des sept composés indicateurs (100 x PCB/Sum7 PCB).

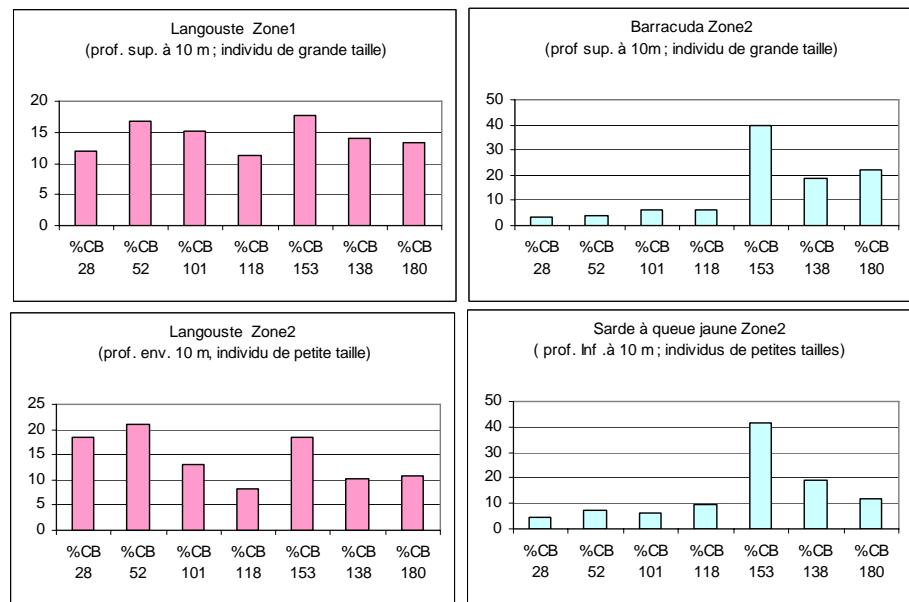
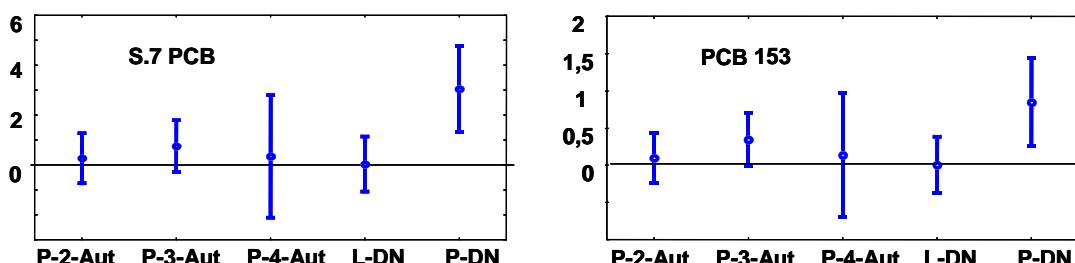


Fig. 41. Profil de contamination en PCB indicateurs dans les poissons et les crustacés.

Généralement la distribution relative des PCB est très voisine d'une espèce à l'autre et est caractérisée par la prédominance du PCB153, suivi par ordre décroissant par les PCB 138, 118, 180, 118, 101, 52 et 28. Dans ces organismes du littoral de la Martinique l'empreinte diffère notablement entre crustacés et poissons. De plus, si le PCB 153 est bien le composé majoritaire chez les poissons, les autres PCB sont présents à des niveaux bien inférieurs (niveaux relatifs au PCB153). Dans le cas des crustacés, la distribution relative des PCB individuels est complètement atypique ; les composés peu chlorés sont relativement plus présents dans la chair des langoustes. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ce constat inhabituel. La première pourrait être liée aux très faibles niveaux de contamination observés, bien souvent au niveau des seuils de détection. Les concentrations mesurées dans la chair de langouste sont bien inférieures à celles mesurées dans la chair de poisson. Il s'ensuit une grande incertitude des mesures de PCB, et plus encore des rapports de concentrations qui en sont déduits pour la représentation des profils de contamination. La seconde peut être liée dans un environnement très peu contaminé, à la prédominance des mécanismes de biotransformation sur les mécanismes d'accumulation, d'autant plus que les crustacés ont une capacité de métabolisation des contaminants supérieure à celle des poissons.

Les figures suivantes (Fig. 42) présentent les variations des PCB indicateurs dans la chair des organismes classés selon leur rang trophique.



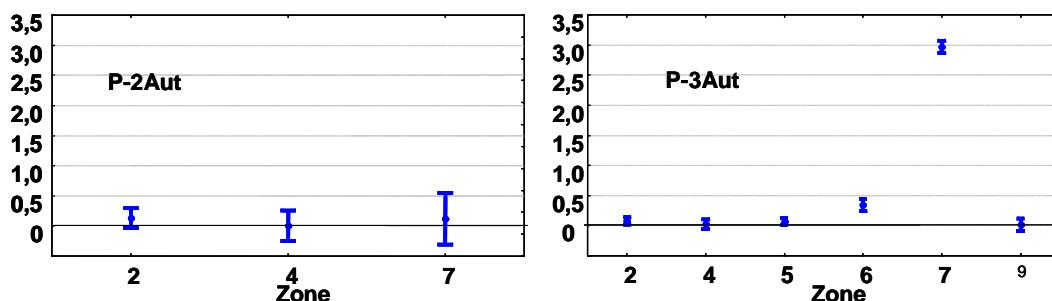
Concentrations en ng/g p.f. ; moyenne, min – max. Le groupe des détritivores (DN) comprend des langoustes blanches notées L-DN et des poissons comme les mullets et tilapias notés P-DN.

Fig. 42. Variation de la contamination en PCB avec le niveau et le mode trophique.

On observe ainsi pour les poissons une augmentation très modérée de la contamination en PCB d'un niveau trophique au niveau immédiatement supérieur. Cette contamination reste à des niveaux très faibles et de plus dans cette représentation l'effet de zones pourrait masquer les processus de bioaccumulation et de biomagnification trophique habituellement observés dans les eaux côtières européennes, modérément à fortement contaminées. Pour les poissons, les niveaux mesurés augmentent du groupe P-2-Aut essentiellement des herbivores au groupe P-4-Aut (sardines, marignans) qui eux consomment des espèces benthiques incluant des crustacés. La progression vers le groupe P-4-Aut, groupe moins représenté dans ces mesures, ne s'accompagne pas d'une augmentation significative des niveaux de PCB : il s'agit de grands prédateurs couvrant de plus larges espaces moins exposés aux apports contaminants. Le groupe des

poissons détritivores (codé P-DN sur la Fig. 42) comprend des mullets et tilapias qui fréquentent les zones très côtières pouvant être souillées par de petits émissaires urbains. Dans les présentes analyses, le groupe des détritivores (DN) se compose uniquement de langoustes blanches (codé L-DN) qui, comme cela déjà été évoqué, auparavant sont très peu contaminées.

Un possible effet de zones a été recherché en comparant les niveaux de contaminants pour les trois groupes les plus représentés dans le sous-échantillonnage analysé pour la recherche de PCB et composés comparables (Fig. 43). Compte tenu des faibles niveaux de contamination mesurés et du nombre insuffisant de mesures (une seule mesure en zone 7 pour chacun des deux groupes), il ne semble pas y avoir de différence de contamination entre les différentes zones. La zone 7, baie de Fort de France, siège de nombreuses activités économiques et urbaines, n'est décrite que par le seul échantillon contaminé du groupe 3-Aut (marignan) et mériterait un échantillonnage plus important et plus diversifié pour permettre une meilleure caractérisation de la contamination entre les différentes zones.



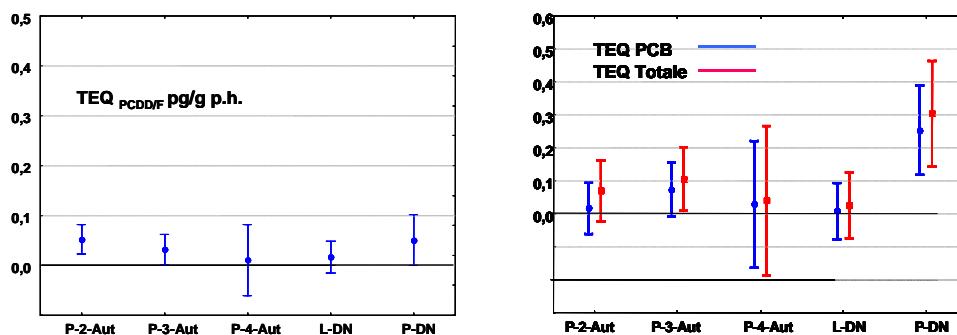
Concentrations en ng/g p.f. ; moyenne, min – max.

Fig. 43. Variation de la contamination en PCB selon les zones.

Les dioxines (PCDD et PCDF) et les PCB-DL

Les concentrations en dioxines sont particulièrement faibles dans les prélèvements de poissons et crustacés étudiés, et très souvent non détectés. Dans le cas de composés non détectés, les valeurs de concentrations retenues pour la présente étude sont celles du niveau de détection ; il s'agit donc de valeurs à la limite supérieure (*upper bound*).

Dans ces conditions, les teneurs en dioxines mesurées dans ces organismes et exprimées en TEQ (Quantité Toxique Équivalente) sont toujours en dessous de 0,1 pg/g de chair humide (Fig. 44). Ces niveaux sont bien en dessous, près de 50 fois moins, de la concentration maximale admissible dans les produits de la mer et environ 10 à 20 fois moins que ceux communément mesurés dans des organismes de zones côtières de la France continentale.



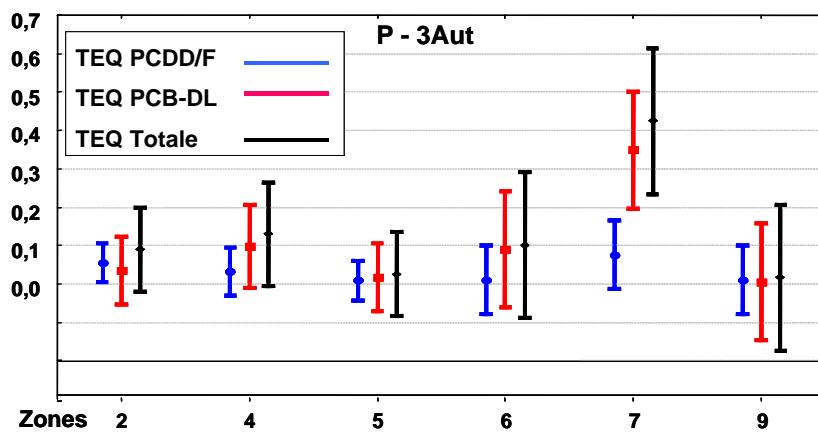
Concentrations en pg TEQ/g p.f.; moyenne, min – max. Le groupe des détritivores (DN) comprend des langoustes blanches notées L-DN et des poissons comme les mullets et tilapias notés P-DN.

Fig. 44. Variation de la contamination en dioxines (PCDD et PCDF) et PCB-DL exprimées en TEQ selon le niveau et le mode trophique.

Sur la base des concentrations, les composés du groupe des PCDD et PCDF sont dans l'ordre l'Octa-CCD, la 1234678 – Hepta-CDD, l'Octa-CDF et la 12346785-Hepta-CDF ; ce sont donc les composés les plus persistants du groupe des dioxines. Par contre, sur la base de leur contribution à la toxicité, les composés les plus importants sont dans l'ordre la 23478 - Penta-CDF, la 1234678-Hepta CDD, et la 2378-Tetra CDF.

De la même manière, les concentrations en PCB – DL sont relativement faibles et inférieures à 0,3 pg/g p.f. (Fig. 45). Cette représentation met aussi en évidence l'importance de la contribution des PCB (TEQ_{PCB-DL}) à la quantité toxique totale, (TEQ_{Total} = TEQ_{PCDD/F} + TEQ_{PCB-DL}) qui est d'environ 50 à 60 % dans les poissons, mais moindre dans les langoustes. Les quantités toxiques TEQ_{PCB-DL} et TEQ_{Total} suivent sensiblement les mêmes variations que les PCB. Rappelons que la valeur limite pour cette quantité toxique totale (TEQ_{Total}) dans les produits de la mer est de 8 pg TEQ_{Total}/g de chair.

Sur la base des données acquises sur les poissons du groupe P-3Aut-(niveau trophique 3 et non détritivores) il n'apparaît pas de différence de niveau de contamination entre les différentes zones pour lesquelles des données ont pu être acquises, à l'exception de la zone 7 (baie de Fort-de-France) déjà mentionnée dans le cas des PCB indicateurs qui présente une contamination un peu supérieure dans le cas des dioxines mais surtout des PCB. Ceci s'explique par le fait que les PCB ont une seule et même origine, les utilisations dans le matériel électrique de mélanges techniques, et que leurs différents constituants (PCB individuels) évoluent simultanément dans l'environnement.



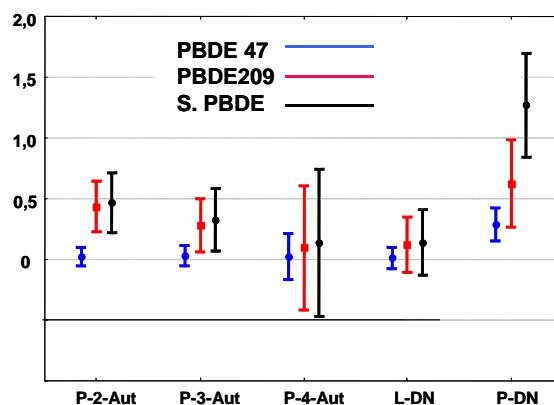
Concentrations en pg TEQ/g p.f.; moyenne, min - max

Fig. 45. Variation de la contamination en dioxines et PCB de type dioxines (PCB-DL) selon les zones.

Les polybromo-diphényles éthers (PBDE)

Ces composés entrent dans la constitution de produits ignifugeants utilisés dans les habitations, l'ameublement et de nombreux appareils informatiques et électroménagers. Leur présence dans l'environnement est essentiellement d'origine urbaine.

Pour le PBDE47, considéré généralement comme le composé prépondérant dans les matrices biologiques, les concentrations dans la chair des organismes prélevés en Martinique restent en dessous de la centaine de picogrammes par gramme de chair p.f. (Annexe 8 et Fig. 46). Ces concentrations sont faibles.



Concentrations en pg TEQ/g p.f.; moyenne, min – max. Le groupe des détritivores (DN) comprend des langoustes blanches notées L-DN et des poissons comme les mullets et tilapias notés P-DN.

Fig. 46. Variation de la contamination en PBDE selon le niveau et le mode trophique.

Le composé PBDE 209 a été mesuré dans cette série d'échantillons. Jusqu'ici la présence de ce composé dans les matrices biologiques a été peu renseignée, en partie en raison de difficultés analytiques. Il est mesuré à des niveaux supérieurs à ceux du PBDE47, si bien que la somme des PBDE ne peut plus être

comparée aux mesures publiées, et en conséquence ces mesures du PBDE209 doivent être considérées avec circonspection.

Si on en reste au PBDE47, les faibles niveaux mesurés dans les langoustes (DN) et les poissons non-détritivores augmentent sensiblement dans les poissons détritivores (tilapia). Enfin les niveaux mesurés dans le groupe des poissons P3-Aut sont très comparables d'une zone à l'autre avec, là encore, une possible contamination minime en zone 7 (Fig. 47).

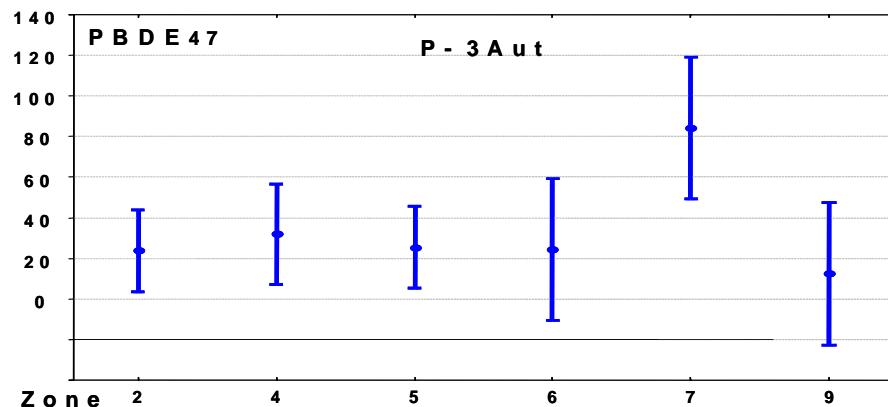


Fig. 47. Variation de la contamination par le PBDE47 selon les zones.

Globalement, les niveaux de PBDE47 sont de l'ordre de la centaine de pg/g ou en dessous ; ils sont considérés comme faibles. Toutefois ils sont du même ordre de grandeur que ceux d'organismes, mollusques et poissons, prélevés dans les zones côtières du littoral de la Manche, alors que pour les PCB on a observés des ordres de grandeurs inférieurs de près de trois ordres de grandeur. En effet le rapport des ordres de grandeurs des concentrations mesurées - rapport PCB153/PBDE47 - dans les organismes est d'environ 100 à 1000 en estuaire de Seine très contaminé par des apport anciens de PCB d'origine industrielle. Il décroît vers 20 – 50 dans des organismes prélevés à l'ouest du Cotentin et serait d'environ 1-30 dans les organismes des côtes de Martinique suivis dans cette étude. Cette observation traduirait des mécanismes de contamination totalement différents pour ces deux classes de contaminants (origine des apports aux milieux côtiers antillais) qui mériteraient des recherches complémentaires. L'hypothèse qui apparaît immédiatement est que les côtes de Martinique ont été épargnées par la contamination ancienne représentée par les PCB d'origine industrielle et urbaine et le serait moins par celle par les PBDE, plus diffuse et davantage associée aux activités récentes.

Les pesticides organochlorés

D'autres pesticides organochlorés ont été recherchés dans les crustacés et les poissons de la Martinique. Aucune des analyses n'a révélé la présence de l'une ou l'autre de ces molécules dans les tissus biologiques à des niveaux supérieurs à 10 ng/g de chair humide.

Les pesticides organochlorés qui ont été recherchés sont les suivants :

- les composés du groupe du DDT : 24' DDD, 24' DDE, 24' DDT, 44' DDD, 44' DDE, 44' DDT ;
- les composés du groupe du chlordane : Chlordane cis (alpha), Chlordane trans (gamma), trans- nonachlor, oxychlordane ;
- les hexachlorocyclohexanes : HCH alpha, HCH béta, HCH delta, HCH gamma (lindane) ;
- alachlore, aldrine, dicofol, endosulfan alpha, endosulfan, endosulfan sulfate, endrine, HCB ;
- heptachlore, heptachlore epoxyde, isodrin, methoxychlor, nitrofen.

IV.4.2.4 Conclusion sur les POPs et composés analogues

Lors de la préparation de cette étude sur la chlordécone dans les eaux côtières de la Martinique, il avait été jugé opportun de valoriser au mieux cet échantillonnage en y recherchant d'autres contaminants. C'est donc sur des échantillons constitués pour cette étude que les recherches sur les POPs et composés analogues ont été effectués.

D'une manière générale ces prélèvements sont très peu contaminés, à des niveaux bien inférieurs à ceux mesurés dans les poissons et les crustacés provenant du littoral métropolitain. Ce constat souligne l'état de préservation de ce milieu vis-à-vis de la contamination chimique environnementale, hormis bien évidemment le cas de la chlordécone. Ce constat est particulièrement vrai pour les PCB et les dioxines dont les niveaux sont souvent proches des seuils de détection ou en dessous. Au delà de cet état des lieux, des

études sur les mécanismes de contamination des écosystèmes intertropicaux sont relativement rares. La comparaison entre un tel écosystème et ceux qui nous sont plus familiers en Europe pourrait apporter un éclairage différent et peut être novateur, sur le transport à grande échelle des substances persistantes.

IV.5 Problématique de l'argent en baie du Marin (Martinique)

Le principal outil de connaissance des niveaux de contamination chimique du littoral français est constitué par le suivi RNO mené depuis 1979 dans des moules et des huîtres, utilisées comme indicateurs quantitatifs¹. Ces mollusques possèdent en effet, comme de nombreux organismes vivants, la propriété de concentrer les contaminants présents dans le milieu où ils vivent. Ce phénomène de bioaccumulation est lent et nécessite plusieurs mois de présence d'un coquillage sur un site pour que sa concentration en contaminant en devienne représentative. On voit donc l'avantage d'utiliser ces indicateurs : concentrations plus élevées que dans l'eau, facilitant les analyses et les manipulations d'échantillons ; représentativité de l'état chronique du milieu permettant de s'affranchir des fluctuations rapides de celui-ci.

Aux Antilles, ce suivi a commencé en 2002, basé sur l'huître plate de palétuvier *Isognomon alatus* (RNO 2003). En conséquence, les niveaux de présence des contaminants observés aux Antilles ne peuvent pas être comparés directement à ceux de la France continentale du fait de l'utilisation d'un bivalve différent. *Isognomon alatus* semble en effet présenter de grandes différences de bioaccumulation avec les mollusques utilisés sur le continent. Du fait des problèmes d'échantillonnage rencontrés et en particulier la disponibilité de la ressource, seuls sept points de prélèvement dont quatre en Martinique - et trois en Guadeloupe - présentent un jeu de données suffisant pour être traité. Les premiers résultats (RNO 2006) montrent des valeurs notamment élevées en zinc (baie du Marin et pointe Larose en Martinique), en chrome, nickel et vanadium (pointe Noire en Guadeloupe), mais on note surtout un niveau extrêmement élevé en argent en baie du Marin (Fig. 48) puisque les valeurs mesurées sont environ 500 fois plus élevées que les niveaux les plus bas mesurés sur 4 des 7 stations, que l'on considérera donc comme les niveaux de base dans cette région.

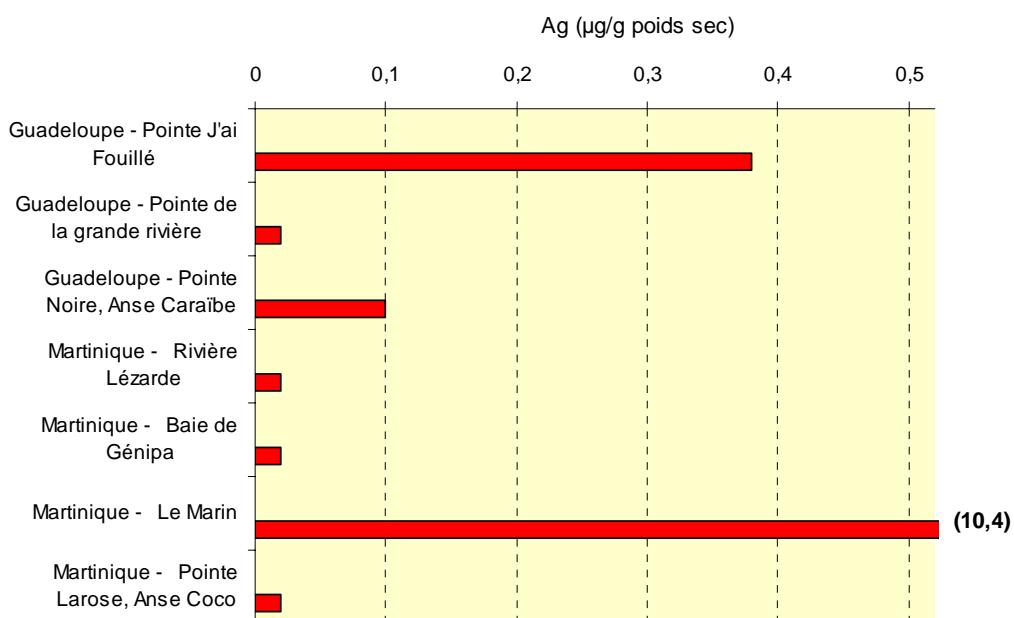


Fig. 48. Concentration en argent dans les huîtres *Isognomon alatus* prélevées en Guadeloupe et en Martinique (moyenne des années 2003-2004).

Les principales utilisations de l'argent se situent dans l'industrie (traitements de surface, conducteurs électriques, soudure), la médecine et la pharmacie (alliages dentaires), la bijouterie, la monnaie, mais surtout la photographie, ce qui fait de cet élément un traceur de rejets urbains de choix.

Considérant la valeur élevée identifiée par le RNO, une étude a été conduite en baie du Marin pour cartographier les niveaux d'argent dissous dans l'eau de mer dans cette région et éventuellement identifier un spot de contamination. Huit stations (Fig. 49) ont été échantillonnées depuis un zodiac mis à disposition gracieusement par la gendarmerie du Marin. Le prélèvement a eu lieu à la main recouverte d'une manchette en polyéthylène, sous la surface, dans des flacons de polyéthylène préalablement lavés par des techniques compatibles avec la mesure de traces.

¹ Réseau suspendu en 2007 dont les observations ont été reprises par l'ODE en 2009 en Martinique dans le cadre du nouveau Réseau d'observation de la contamination chimique (Rocch).

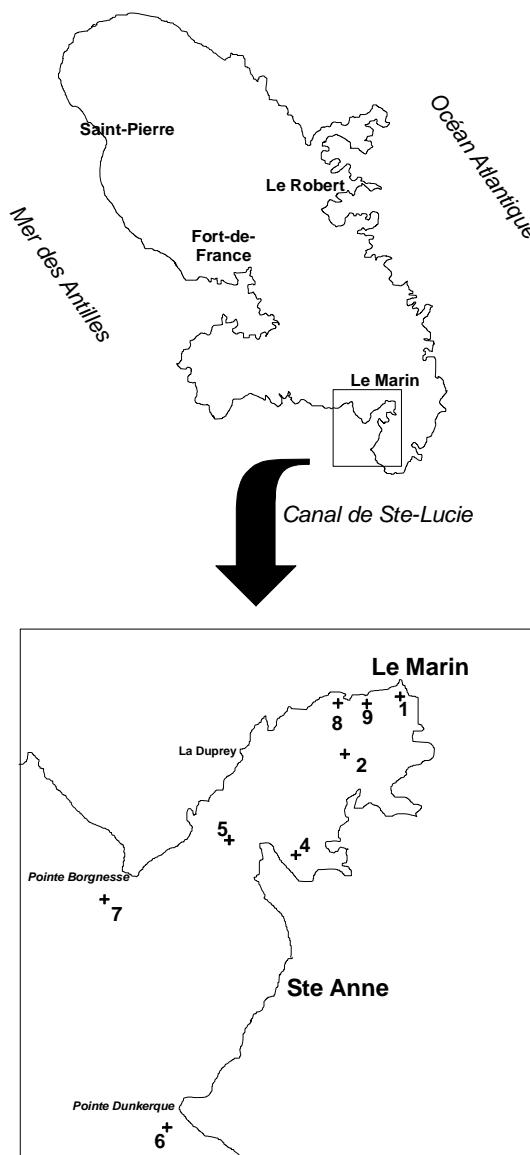


Fig. 49. Plan d'échantillonnage de l'étude sur l'argent dissous.

Les échantillons ont été acidifiés au retour au laboratoire, puis analysés à l'Ifrémer- Nantes par ICP-MS après extraction liquide-liquide, selon la méthode décrite par Chiffolleau *et al.* (2001) et issue de Danielsson *et al.* (1982).

Les résultats montrent de grandes différences de concentration entre la station 7 à l'extérieur de la baie dans le canal de Sainte-Lucie (0,3 ng/L) et le fond de la baie du Marin où l'on atteint presque 7 ng/L (Tabl. 31).

Tabl. 31. Concentration en argent dissous dans la baie du Marin.

| Station | Ag (ng/L) |
|---------|-----------|
| 1 | 1,9 |
| 2 | 0,61 |
| 4 | 2,3 |
| 5 | 0,73 |
| 6 | 1,2 |
| 7 | 0,32 |
| 8 | 6,8 |
| 9 | 3,2 |

Peu de données de concentrations en argent en milieu marin sont disponibles dans la littérature. On peut citer les études de l'équipe R. Flegal, qui indiquent des niveaux océaniques de l'ordre de 0.2 à 0.7

ng/L dans les eaux de surface de l'océan Atlantique (Flegal *et al.* 1995) alors qu'en milieu très contaminé comme la baie de San Francisco, les concentrations pouvaient atteindre 25 ng/L au milieu des années 1990 (Smith & Flegal 1993). Dans l'estuaire de la Seine, les concentrations varient entre 1 ng/L au large en baie de Seine et 15 ng/L dans les eaux plus proches de l'estuaire : gamme de salinité 20-30.

Les résultats très ponctuels mesurés ici montrent donc des niveaux relativement élevés pour une colonne d'eau marine, même si l'extension de cette contamination reste peu importante. D'autre part le gradient mis en évidence suggère un apport terrigène (urbain ?) provenant de la ville du Marin ou de ses environs.

Il serait intéressant d'enquêter dans la région sur les sources possibles de cette contamination (industrie peu probable, laboratoire de photographie, de radiologie, utilisation de produits pharmaceutiques ou paramédicaux) afin de les contenir, la contamination identifiée par le RNO dans l'huître plate de palétuvier n'étant pas négligeable. Il serait aussi intéressant de faire un état des lieux de la contamination tout autour de la baie du Marin en échantillonnant la même espèce sentinelle en d'autres stations, notamment au nord-ouest de la baie, et l'extension de cette contamination hors de la baie.

[V] Conclusion générale

Les questions relatives à la contamination chimique de la faune halieutique ont pris une ampleur importante à travers le monde au cours des dernières décennies, en liaison avec le développement de l'utilisation de molécules variées dans de nombreux domaines d'activité humaine et la prise de conscience de la diffusion de ces molécules dans le milieu marin.

La présente étude menée en partenariat avec différents acteurs concernés était d'abord motivée par la question de la diffusion jusqu'à la faune d'intérêt halieutique de la chlordécone, pesticide rémanant utilisé dans les Antilles françaises pendant la période 1972-1993. Elle a en outre permis de dresser un tableau plus large de la contamination chimique de cette faune autour de la Martinique.

Compte tenu de la complexité des systèmes observés et donc des modalités potentielles de dispersion des contaminants, le présent travail ne permettait pas d'espérer aboutir à un panorama détaillé des phénomènes analysés. Il a été conçu en priorité comme une démarche exploratoire visant à poser des repères sur de grandes caractéristiques d'extension de ces contaminations, en particulier de celle de la chlordécone. C'est ainsi qu'il a cherché à tester différentes hypothèses considérées comme des déterminants potentiels majeurs de cette contamination, au regard des connaissances déjà disponibles. Les investigations antérieures menées dans les eaux des Antilles françaises (notamment par Bouchon & Lemoine 2003; Bocquené & Franco 2005; Coat *et al.* 2006; Bouchon & Lemoine 2007) ainsi que les très nombreux travaux menés sur la rivière James et la baie de Chesapeake suite à une contamination industrielle par cette molécule dans les années 1970 (e.g. synthèse par Luellen *et al.* 2006) ont ainsi constitué des références majeures pour la définition des présents travaux. A ce stade, il s'agissait de construire une connaissance la plus étendue possible sur l'ensemble des compartiments d'intérêt halieutique dans la zone, de façon à dresser un tableau équilibré de la situation, dans la limite des moyens mobilisés. Cette option privilégiait l'établissement d'un panorama des phénomènes sur un large spectre, au détriment de la précision sur les sous-systèmes potentiellement les plus impactés. Il était anticipé que cette connaissance puisse servir de socle pour des travaux ultérieurs à centrer sur les questions les plus prégnantes au regard des préoccupations de santé publique, d'ordre économique (notamment pour le secteur de la pêche) et environnemental.

Vis-à-vis de la chlordécone, la présente étude a permis de confirmer la possibilité d'une contamination de la faune marine et de caractériser certains traits de cette contamination. Il s'agit essentiellement de grandes tendances dont les connaissances détaillées devront être consolidées par des travaux ultérieurs. Le plus souvent, les résultats obtenus valident les hypothèses les plus fortes qui résultait des travaux antérieurs. Ainsi, en dépit de la très grande diversité des phénomènes de transfert susceptibles d'exister dans le milieu marin (hydrodynamisme, réseaux trophiques complexes, mobilité des individus selon des modalités variées), les résultats obtenus permettent de visualiser plusieurs caractères de cette contamination : (i) son étroite relation avec les flux des bassins versants portés par les cours d'eau, (ii) une tendance à la diminution de la contamination avec l'éloignement vers le large, selon des modalités dépendantes de la configuration du littoral, les facies de mode battu favorisant la diffusion et donc la dilution des flux terrigènes, au contraire des baies semi-fermées propices aux dépôts alluvionnaires, (iii) la liaison entre la contamination des espèces et leurs biologie, en particulier leur mode de vie et leur alimentation.

Sur le plan quantitatif, les résultats montrent une situation très contrastée selon les zones et les espèces, entre une absence de contamination décelable ou un niveau très faible de celle-ci dans la plus grande partie des échantillons (335 échantillons sous la valeur de 20 µg/kg p.f.) et des valeurs très significatives pour certains d'entre eux (jusqu'aux environs de 1000 µg/kg p.f.). Les valeurs les plus fortes ont été recueillies sur quelques échantillons prélevés dans des zones propices aux dépôts alluvionnaires (baies semi-fermées) chez des espèces susceptibles d'entretenir une relation trophique et comportementale avec les substrats sédimentaires. Il faut noter que ces valeurs extrêmes sont inférieures d'un ordre de grandeur par rapport aux valeurs extrêmes relevées dans la faune des cours d'eau contaminés par la chlordécone en Guadeloupe et en Martinique (Monti 2007; Asconit 2009). La contamination semble ensuite diminuer rapidement dans les eaux marines ouvertes sur le large, la chlordécone n'étant quasiment plus détectée quand on s'éloigne des côtes.

Ces résultats fournissent une première approche typologique de la contamination des espèces halieutiques en liaison avec leur comportement, notamment leurs modalités de vie et d'alimentation. Même si elle devra être consolidée, en particulier par une meilleure connaissance du transfert du contaminant dans les réseaux trophiques et par un renforcement de l'observation systématique sur les

espèces halieutiques, en priorité celles apparaissant comme potentiellement les plus susceptibles d'être impactées, elle constitue une première représentation de la sensibilité des espèces locales au risque de contamination par la chlordécone.

Enfin, face aux niveaux de contamination encore relevés dans le milieu marin plus de quinze ans après l'arrêt d'utilisation de la molécule et compte tenu des conclusions des agronomes sur les perspectives de décontamination des terres agricoles, principalement par transfert dans les cours d'eau et donc vers la mer, la question du devenir de cette contamination dans le milieu marin garde une acuité particulière.

Concernant les autres molécules chimiques susceptibles de contaminer le milieu marin, deux voies d'approches ont été explorées : les sédiments des embouchures des cours d'eau d'une part, la faune halieutique elle-même d'autre part. Dans les deux cas, les matrices utilisées ont été les mêmes que celles constituées pour les analyses de la chlordécone.

Concernant les substrats sédimentaires, la présente étude ne s'est intéressée qu'aux embouchures des rivières, en liaison avec la préoccupation visant à caractériser les flux contaminants de cette source vers la mer. Elle ne préjuge pas des apports potentiels issus d'autres voies de contamination comme celles provenant de l'activité humaine installée sur le littoral, notamment des agglomérations sises en bord de mer, comme Fort-de-France ou Le Marin.

Comme cela a également été montré dans d'autres études, la présence de substance polluante dans un milieu n'est pas forcément attribuée à une source anthropogénique. Ainsi, les hauts niveaux d'hydrocarbures relevés dans les sédiments de la baie de Fort-de-France (Mille *et al.* 2006) ont été associés à une origine naturelle (biogénèse, diagénèse et/ou pyrolyse). Dans une région comme la Martinique, susceptible de présenter des fonds géochimiques élevés (Lions *et al.* 2008), la distinction des sources est importante pour dresser un diagnostic de contamination. En plus, notamment pour les métaux, il est nécessaire de prendre en compte le type de leur incorporation dans les sédiments.

Dans les sédiments de surface aux embouchures des cours d'eau, les investigations ont montré que les fractions « non naturelles » de certains métaux comme le cobalt et le vanadium sont extrêmement faibles sur les sites étudiés. De même, aucun spot de contamination n'a été relevé dans les sédiments étudiés pour le lithium, le mercure, le chrome et le cuivre. En revanche, une contamination supérieure à celle attribuée à une contamination naturelle a été identifiée pour le zinc, l'argent, le cadmium et le plomb dans quelques rivières (rivière Mansarde, rivière du Marin et rivière Basse-Pointe). Une contamination de plus faible ampleur par le zinc et plomb a été relevée à l'embouchure de la rivière du Galion, et par le zinc et l'argent dans celle de la rivière Lézarde. En outre, les résultats de l'étude spécifique menée sur l'eau en baie du Marin montrent que la contamination par l'argent identifiée par le RNO dans cette baie semble très localisée.

Dans la faune échantillonnée autour de la Martinique on note la présence de métaux comme le zinc, le cuivre et le nickel dans certains échantillons, mais à des niveaux très faibles, bien inférieurs aux concentrations maximales admissibles fixées par la réglementation. Le cadmium et l'argent sont également mesurés en très faibles teneurs. En général, les métaux apparaissent à des niveaux plus élevés dans les invertébrés que dans la chair de poissons, ceux-ci ne concentrant pas les éléments métalliques, à l'exception du mercure pour lequel on note des teneurs avoisinant les maxima admissibles dans la chair de grands prédateurs. En effet, le mercure possède une capacité à être bioaccumulé et bioamplifié tout au long du réseau trophique. La situation se présente de façon complètement inverse dans le cas du nickel, du chrome et du plomb pour lesquels les concentrations les plus fortes sont mesurées dans les espèces de bas niveaux trophiques. Pour le cuivre et à un degré moindre pour le zinc, le cadmium et l'argent, ce sont essentiellement des crustacés qui présentent les plus fortes teneurs.

Les niveaux d'arsenic total et d'arsenic minéral mesurés dans la chair de poisson et de crustacés du littoral de la Martinique sont bas, comparables à ceux rencontrés par ailleurs et ne présentent aucun risque pour la santé des consommateurs. On note en outre que les concentrations relevées dans des crustacés sont supérieures à celles mesurées sur les poissons.

Les trois formes des organostanniques (mono, di et tri-butyl étain) ont été recherchées dans des échantillons de crustacés et poissons centrés sur les baies de Fort-de-France et du Robert. Dans la quasi-totalité de ces échantillons, les teneurs sont inférieures au seuil de détection. Seuls deux échantillons ont présenté des concentrations mesurables (autour de 40 ng/g p.f.). A ce niveau de présence, les organostanniques n'apparaissent pas comme une préoccupation environnementale et sanitaire prioritaire en Martinique.

Pour l'ensemble des cinquante polluants organiques recherchés parmi les PCB, les dioxines, les PBDE et autres pesticides organochlorés, les teneurs mesurées dans les poissons et les crustacés du littoral de la Martinique sont très faibles, à des niveaux bien inférieurs à ceux mesurés dans les poissons et les crustacés provenant du littoral métropolitain. Enfin, une investigation spécifique menée sur le paraquat dans huit prélèvements d'eau à l'embouchure de huit rivières de la Martinique n'a révélé aucune valeur atteignant la concentration maximale acceptable (CMA) actuellement admise.

Ce constat souligne l'état de préservation de ce milieu vis-à-vis de la contamination chimique environnementale, hormis bien évidemment le cas de la chlordécone. Ce constat est particulièrement vrai pour les PCB et les dioxines dont les niveaux sont souvent proches des seuils de détection ou en dessous.

Références

- Abarnou A. & G. Bocquené, soumis en 2008. Gestion agro-environnementale intégrée du risque de contamination de la ressource halieutique par les produits phytopharmaceutiques. Cas du transfert du chlordécone dans la baie du Robert (Martinique). Contamination des ressources halieutiques par le chlordécone. Ifremer, Etude Cemagref-Ifremer.
- Abarnou A. & J. Duchemin, 2008. Distribution et devenir de contaminants persistants dans les écosystèmes littoraux Comparaison Manche Ouest-Manche Est. AESN-IFREMER, Rapport d'étude. <http://www.ifremer.fr/docelec/doc/2008/rapport-6148.pdf>.
- Achard R., X. Perrier, C. Chabrier & A. Lassoudière, 2003. Cartographie du risque de pollution des sols de Martinique par les organochlorés. Rapport phase I : méthodologie d'échantillonnage à la parcelle. BRGM, RP/53262-FR. 28 p.
- AESN, 2008. Guide pratique des substances toxiques dans les eaux douces et littorales du bassin Seine-Normandie. <http://www.eau-seine-normandie.fr/index.php?id=5327>. 271 p.
- Afssa, 2003. Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'évaluation des risques liés à la consommation de denrées alimentaires contaminées par la chlordécone en Martinique et en Guadeloupe. Afssa, Saisines n° 2003-SA-0330, 2003-SA-0132 et 2003-SA-0091. 8 p.
- Afssa, 2005. Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments concernant deux projets d'arrêtés relatifs à la teneur maximale en chlordécone que doivent présenter certaines denrées d'origine végétale et d'origine animale pour être reconnues propres à la consommation humaine. Afssa, Saisine n° 2005-SA-0279. Saisines liées : 2003-SA-0091,-0132,-0330. 2 p.
- Afssa, 2007a. Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments concernant un projet d'arrêté relatif à la teneur maximale en chlordécone que ne doivent pas dépasser certaines denrées d'origine végétale et animale pour être reconnues propres à la consommation humaine. Afssa, Saisine N° 2007-SA-0377. 2 p.
- Afssa, 2007b. Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'actualisation des données scientifiques sur la toxicité du chlordécone en vue d'une éventuelle révision des limites tolérables d'exposition proposées par l'Afssa en 2003. Afssa, Saisine N°2007-SA- 0305. 6 p.
- Allard-Saint-Albin A., 2008. La Martinique. Terre de volcan. Collection Bouquet d'îles entre Mer et Océan: 76 p.
- Alzieu C. & P. Michel, 1998. L'étain et les organoétains en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. Ifremer, Repères Océan 15 ; Ifremer N° 17.
- Angin B., 2008. Contribution à l'analyse de la structure des débarquements de la pêche côtière en Guadeloupe. Ifremer-UAG, Master professionnel en sciences et technologies, biodiversité tropicale. Spécialité : Écosystèmes naturels et exploités. 54 p.
- Anon., 1992. Production de la pêche artisanale en Martinique. Année 1991. Comité des pêches maritimes de la Martinique. 17 p.
- Anon., 1993. Production de la pêche artisanale en Martinique. Année 1992. Comité des pêches maritimes de la Martinique. 27 p.
- Anon., 1994. Production de la pêche artisanale en Martinique. Année 1993. Comité des pêches maritimes de la Martinique. 18 p.
- Anon., 2006a. Modélisation de la baie du Robert. Rapport final. Safege Caraïbe, Le Lamentin. LG-OR/NB011. 45 p.
- Anon., 2006b. Règlement (CE) No 1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. *Journal officiel de l'Union européenne* **L 364**: 5-24.
- Anon., 2007. Plan d'action chlordécone en Martinique et en Guadeloupe 2008-2010. Direction générale de la Santé. Coordination interministérielle chlordécone. 16 p.
- Anon., 2008a. Arrêté du 30 juin 2008 relatif aux limites maximales applicables aux résidus de chlordécone que ne doivent pas dépasser certaines denrées alimentaires d'origine végétale et animale pour être reconnues propres à la consommation humaine. JORF 4 juillet 2008. NOR : AGRG0816067A. 10 p.
- Anon., 2008b. The Indian River Lagoon species inventory. Smithsonian Marine Station at Fort Pierce. <http://www.sms.si.edu/irLspec/index.htm>.
- Anon., 2008c. Règlement (CE) No 629/2008 de la Commission du 2 juillet 2008 modifiant le règlement (CE) no 1881/2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. *Journal officiel de l'Union européenne* (<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:173:0006:0009:FR:PDF>).
- Anon., 2008d. Règlement (CE) No 839/2008 de la Commission du 31 juillet 2008 modifiant le règlement (CE) no 396/2005 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne ses annexes II, III et IV relatives aux limites

- maximales applicables aux résidus de pesticides présents dans ou sur certains produits. *Journal officiel de l'Union européenne* **L234**: 1-216.
- Anon., 2009. European Food Safety Authority, 2009 - Cadmium in food: Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. *EFSA Journal* **980**: 1-139.
- Anon., sd. Le climat en Martinique. Meteo-France, http://www.meteo.fr/temps/domtom/antilles/public/meteoPLUS/climat/climat_mart.htm.
- Antizar-Ladislao B., 2008. Environmental levels, toxicity and human exposure to tributyl tin (TBT) - contaminated marine environment. A review. *Environ. International* **34**: 292-308.
- Asconit, 2009. PLAN D'ACTION CHLORDECONE MARTINIQUE 2008-2010. Détermination de la contamination des milieux aquatiques. Comité de pilotage du 25 juin 2009. Asconit, PPT.
- Augris C. ed 2000. Carte des formations superficielles du plateau insulaire de la Martinique. Cartes et atlas. Ifremer. ALT-Brest: 4 cartes + 32 p.
- Augris C. ed 2003. Les fonds marins du plateau insulaire de la Guadeloupe et de la Martinique. Carte. Ifremer & Conseil régional de la Martinique, Plouzané & Fort-de-France.
- Augris C., P. Clabaut, L. Frenkiel, M. Moueza, A. Grotte & R. Assor, 1992. Carte des formations superficielles du plateau insulaire de la Guadeloupe avec ses îles environnantes et Saint-Martin. Ifremer & Conseil général de la Guadeloupe. 10 cartes + 32 p.
- Bernard D., 1995. Metals in sediments from two Lagoons off Guadeloupe, West Indies. *Marine Pollution Bulletin* **30** (9): 619-621.
- Bocquené G., F. Akcha, A. Franco, P. Grosjean, S. Coat & E. Godard, 2002. Bilan ponctuel de la présence et des effets des pesticides en milieu littoral martiniquais en 2002. Ifremer, Le Robert, Martinique. 42 p.
- Bocquené G. & A. Franco, 2005. Pesticide contamination of the coastline of Martinique. *Marine Pollution Bulletin* **51**: 612-619.
- Bodin N., 2005. Contamination des crustacés décapodes par les composés organohalogénés. Etude détaillée de la bioaccumulation des PCB chez l'araignée de mer *Maja brachydactyla*. Thesis: Université de Bretagne occidentale Brest. 328 p.
- Bonvallot N. & F. Dor, 2004. Insecticides organochlorés aux Antilles : identification des dangers et valeurs toxicologiques de référence (VTR). Etat des connaissances. IVS, Paris. 50 p.
- Bookhout C. G. & J. D. J. M. R. Costlow, 1980. Kepone RegTM effects on larval development of mud-crab and blue-crab. *Water Air Soil Pollut.* **13** (1): 57-77.
- Bouchon C., Y. Bouchon-Navaro & M. Louis, 2002. Les écosystèmes marins côtiers des Antilles. In La pêche aux Antilles (Martinique et Guadeloupe). G. Blanchet, B. Gobert & J.A. Guérédrat eds. IRD Editions, Paris: 21-43.
- Bouchon C. & S. Lemoine, 2003. Niveau de contamination par les pesticides des chaînes trophiques des milieux marins côtiers de la Guadeloupe et recherche de biomarqueurs de génotoxicité. UAG - DIREN, Pointe-à-Pitre. 71 p.
- Bouchon C. & S. Lemoine, 2007. Contamination par les pesticides des organismes marins de la baie du Grand Cul-de-Sac Marin (île de la Guadeloupe). UAG-Dynecar, Pointe-à-Pitre, Guadeloupe. 148 p.
- Bourquin A. W., P. H. Pritchard & W. R. Mahaffey, 1978. Effects of Kepone on estuarine microorganisms. *Developments in industrial microbiology* **19**.
- Brossman M. W., K. MacKenthun, J. Kohler & C. R. Terrell, 1978. Mitigation feasibility for the Kepona-contaminated Hopewell/James River areas. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-440/5-78-004. 322 p.
- Brownell W. N. & J. M. Stevely, 1981. The biology, fisheries, and management of the Queen conch, *Strombus gigas*. *Marine Fisheries Review* **43** (7): 1-12.
- Butler P. A., 1963. A review of fish and wildlife service investigations during 1961 and 1962. Dans IPCS Environmental Criteria 43: Chlорdecone. WHO Geneva. 1984. 57 p.
- Cabidoche Y.-M., R. Achard, P. Cattan, C. Clermont-Dauphin, F. Massat & J. Sansoulet, 2009. Long-term pollution by chlорdecone of tropical volcanic soils in the French West Indies: A simple leaching model accounts for current residue. *Environmental pollution* **157**: 1697-1705.
- Cabidoche Y.-M., R. Achard, C. Clermont-Dauphin, A. Caron, A. Lafont, J. Sansoulet, P. Cattan & C. Chabrier, 2006a. Stockage dans les sols à charge variable et dissipation dans les eaux de zoocides organochlorés autrefois appliqués en bananeraies aux Antilles : relations avec les systèmes de culture. Inra UR 135, Petit-Bourg. Rapport final d'exécution, Programme "Evaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides" du MEDD. 99 p.
- Cabidoche Y.-M., C. Clermont-Dauphin, R. Achard, A. Caron, P. Cattan, C. Chabrier, A. Lafont, M. Lesueur Jannoyer & J. Sansoulet, 2008. Stockage dans les sols et dissipation dans les eaux de la chlорdecone, insecticide organo-chloré autrefois appliqué dans les bananeraies des Antilles françaises. *Les cahiers du PRAM* N° 7. Décembre 2007: 39-44.

- Cabidoche Y.-M., M. Jannoyer & H. Vannière, 2006b. Conclusions du Groupe d'Etude et de Prospective « Pollution par les organochlorés aux Antilles ». Aspects agronomiques. Contributions CIRAD INRA. CIRAD-INRA, Montpellier. 66 p.
- Carpenter K. E. ed 2002. The living marine resources of the western central Atlantic. FAO Species identification guide for fisheries purposes. FAO, Rome: 2127 p.
- Catlow A., 2008. Etude des transferts de chlordécone depuis les sols vers le réseau hydrographique sur le bassin versant de la ravine Mansarde (Baie du Robert, Martinique). AgroParisTech, PRAM, Cemagref, Mémoire de stage d'ingénieur agronome. 91 p.
- Cattan P., E. Barriuso, Y.-M. Cabidoche, J. B. Charlier & M. Voltz, 2008. Quelques éléments clés sur l'origine et le mode de pollution des eaux par les produits phytosanitaires utilisés en agriculture. *Les cahiers du PRAM N° 7. Décembre 2007*: 12-19.
- Chiffolleau J. F., D. Auger & E. Chartier, 2003. Dosage de certains métaux dans les organismes marins par absorption atomique. Méthodes d'analyses en milieu marin. Ifremer, Editions: 36 p.
- Chiffolleau J. F., D. Auger, E. Chartier, P. Michel, I. Truquet, A. Ficht, J.-L. Gonzalez & L.-A. Romaña, 2001. Spatiotemporal changes in cadmium contamination in the Seine estuary (France). *Estuaries* **24** (6B): 1029-1040.
- Claisse D., M. Le Moigne, G. Durand & B. Beliaeff, 2006. Ligne de base : les contaminants chimiques dans les huîtres et les moules du littoral français. In Surveillance du Milieu Marin. Travaux du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin. Edition 2006. Ifremer et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Nantes. <http://www.ifremer.fr/envlit/documentation/documents.htm#2> 3: 27-51.
- Coat S., G. Bocquené & E. Godard, 2006. Contamination of some aquatic species with the organochlorine pesticide chlordan in Martinique. *Aquat. Living Resour.* **19**: 181-187.
- Coat S., D. Monti, C. Bouchon & G. Lepoint, 2009. Trophic relationships in a tropical stream food web assessed by stable isotope analysis. *Freshwater Biology* **54**: 1028-1041.
- Connolly J. P. & R. Tonelli, 1985. Modeling Kepone in the striped bass food chain in the James River Estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **20**: 349-366.
- Cossa D., M. Coquery, K. Naklé & D. Claisse, 2002. Dosage du mercure total du mono-méthyl mercure dans les organismes et les sédiments marins. Ifremer, Edition.
- Daniel P., 2003. La pêcherie aux oursins blancs (*Tripneustes ventricosus*, Lamarck) sur le plateau insulaire martiniquais : Analyse et Modélisation des paramètres d'exploitation. Ifremer, Antilles. DRV/RH/RS 2003-2. 134 p.
- Danielsson L.-G., B. Magnusson, S. Westerlund & K. Zhang, 1982. Trace metal determinations in estuarine waters by electrothermal atomic absorption spectrometry after extraction of dithiocarbamate complexes into freon. *Analytica Chimica Acta* **144** 183-188.
- Desprat J. F., J. P. Comte & C. Chabrier, 2004. Cartographie du risque de pollution des sols de Martinique par les organochlorés. Rapport phase III : synthèse. BRGM, RP/53262-FR. 25 p.
- Desprat J. F., J. P. Comte & G. Perian, 2003. Cartographie du risque de pollution des sols de Martinique par les organochlorés. Rapport phase II. BRGM, RP/53262-FR. 26 p.
- DGAL, 2008a. Plan de contrôle 2008 chlordécone dans les denrées animales et d'origine animale en Martinique et en Guadeloupe. DGAL, Paris. DGAL/SDSSA/L2008-274. 20 p.
- DGAL, 2008b. Plan de surveillance 2008 chlordécone dans les denrées végétales destinées à l'alimentation du bétail, dans les denrées animales et d'origine animale en Martinique et en Guadeloupe. DGAL, Paris. DGAL/SDSSA/L2008-0489. 25 p.
- Diren, 2002. Pluviométrie moyenne annuelle de Guadeloupe. Diren, Guadeloupe. http://www.guadeloupe.ecologie.gouv.fr/page_semad/production_service/product_eau.htm. 1 p.
- Diren, 2005. Etat des lieux 2005 du district hydrographique de la Martinique. DIREN, Martinique. <http://www.martinique.ecologie.gouv.fr/download/etatdeslieux%20district%20martinique%202005.pdf>. 369 p.
- Diren, 2008. Contamination des cours d'eau de la Martinique par le chlordécone (août 2008). Cartographie SIG Diren Martinique. 1 p.
- Donohoe R. M. & L. R. Curtis, 1996. Estrogenic activity of chlordan, o,p'-DDT and o,p'-DDE in juvenile rainbow trout: Induction of vitellogenesis and interaction with hepatic estrogen binding sites. *Aquatic Toxicology* **36** (1-2): 31-52.
- Doyle R. T., J. V. Merriner & M. E. Bender, 1978. Depuration of Kepone by Atlantic croaker in a laboratory study. *Proc., Annu. Conf. Southeast. Assoc. Fish Wildl. Agencies*, 32, 514-516, (1978).
- Drifmeyer J. E., C. L. Rosenberg & M. A. Heywood, 1980. Chlordan (kepone) accumulation on estuarine plant detritus. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **24** (3): 364-368.
- Dubuisson C., F. Héraud, J.-C. Leblanc, S. Gallotti, C. Flamand, A. Blateau, P. Quenel & J.-L. Volatier, 2007. Impact of subsistence production on the management options to reduce the food exposure of the Martinican population to Chlordan. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **49**: 5-16.

- Efsa, 2004. Avis provisoire du groupe scientifique sur les contaminants de la chaîne alimentaire (CONTAM) concernant les risques éventuels pour la santé des consommateurs liés à l'exposition aux organo-étains dans les aliments à la demande de la Commission. *EFSA Journal* **102**: 3-3.
- Efsa, 2004 Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the Commission related to mercury and methyl mercury in food. *EFSA Journal* **34**: 1-14.
- Efsa, 2009. Scientific Opinion on Arsenic in Food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *EFSA Journal*: 7(10):1351. 198 p.
- European Commission, 2003. Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk assessment for existing substances and Commission Directive (EC) 98/8 on Biocides. I-3. European Commission, Luxembourg. 760 p.
- Feiss C., P. Bonte, A. Andrieu & I. Lefevre, 2004. Transfert de matières des bassins versants côtiers au milieu marin; identification, caractérisation et vitesse; l'exemple de la baie du Marin (Martinique). In Colloque "Hauts niveaux marins et dynamiques géomorphologiques". H. Regnault & M.J. Penven, eds. Geomorphologie. Vol. 2004. Rennes, France: 27-29.
- Fisher D. J., M. E. Bender & M. H. Roberts Jr, 1983. Effects of Ingestion of Kepone-Contaminated Food by Juvenile Blue Crabs (*Callinectes sapidus* Rathbun). *Aquat. Toxicol.* **4** (3): 219-234.
- Fisher D. J. & J. R. Clark, 1990. Bioaccumulation of Kepone by grass shrimp (*Palaemonetes pugio*): Importance of dietary accumulation and food ration. *Aquatic Toxicology* **17** (2): 167-186.
- Flegal A. R., S. A. Sañudo-Wilhelmy & G. M. Scelfo, 1995. Silver in the eastern Atlantic Ocean. *Marine Chemistry* **49**: 315-320.
- Franco-Herrera A., L. Castro & P. Tigreros, 2006. Plankton dynamics in the south-central Caribbean Sea: Strong seasonal changes in a coastal tropical system. *Caribbean Journal of Science* **42** (1): 24-38.
- Froese R. & D. Pauly eds, 2002. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org.
- Gascuel D., Y.-M. Bozec, E. Chassot, A. Colomb & M. Laurans, 2005. The trophic spectrum: theory and application as an ecosystem indicator. *ICES Journal of Marine Science* **62**: 443-452.
- Gobert B., 1989. Effort de pêche et production des pêcheries artisanales martiniquaises. *Pôle de recherche océanologique et halieutique Caraïbe*: Ifremer-UAG-Orstom, Fort-de-France (Martinique). *Doc. sci.* 22. 98 p.
- Gobert B., 1991a. Eléments d'évaluation de l'état des ressources en langoustes du plateau insulaire martiniquais. *Pôle de recherche océanologique et halieutique Caraïbe*: Ifremer-UAG-Orstom, Fort-de-France (Martinique). *Doc. sci.* 32. 26 p.
- Gobert B., 1991b. Eléments d'évaluation de l'état des ressources en poissons du plateau insulaire martiniquais. *Pôle de recherche océanologique et halieutique Caraïbe*: Ifremer-UAG-Orstom, Fort-de-France (Martinique). *Doc. sci.* 31. 73 p.
- Gobert B., 1992. Impact of the use of trammelnets on a tropical reef resource. *Fish. Res.* **13**: 353-368.
- Gobert B. & L. Reynal, 2002. Les ressources démersales des Antilles et leur exploitation. In La pêche aux Antilles (Martinique et Guadeloupe). G. Blanchet, B. Gobert & J.A. Guérédrat eds. IRD Editions, Paris: 49-65.
- Gosh S. & P. Thomas, 1995. Antagonistic effects of xenobiotics on steroid-induces final maturation of Atlantic croaker oocytes in vitro. *Marine Environmental Research* **39**: 159-163.
- Hall L. W., Jr., L. O. Horseman & S. Zeger, 1984. Effects of organic and inorganic chemical contaminants on fertilization, hatching success, and prolarval survival of striped bass. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **13** (6): 723-729.
- Héraud F., J.-C. Leblanc, J.-L. Volatier & M.-H. Loulergue, 2007. Actualisation de l'exposition alimentaire au chlordécone de la population antillaise. Evaluation de l'impact de mesures de maîtrise des risques. AFSSA, Paris. 51 p.
- Hill K. ed 2008. The Indian River Lagoon Species Inventory Project. Smithsonian Marine Station, Fort Pierce, Florida: <http://www.sms.si.edu/irlSpec/index.htm> p.
- Hites R., 2004. Polybrominated diphenyl ethers in the environment and in people: a meta analysis of concentrations. *Environ. Sci. Technol.* **38** (4): 945-956.
- Huckins J. N., D. L. Stalling, J. D. Petty, D. R. Buckler & B. T. Johnson, 1982. Fate of Kepone and mirex in the aquatic environment. *J. Agric. Food Chem.* **30**: 1020- 1027.
- Huggett R. J. & M. E. Bender, 1980. Kepone in the James River. *Environ. Sci. Technol.* **14**: 918-923.
- IARC, 1979. International Agency for Research on Cancer. Evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. 20. IARC, Lyon. France.
- ICCAT, 2007. SMT - Thonidés mineurs. In Résumé exécutif. ICCAT, Madrid: 115-117.
- Ices, 2004a. MCWG Report 2004 Annexe 4 Review of Arsenic in the marine environment. Ices, Copenague. <http://www.ices.dk/reports/MHC/2004/MCWG04.pdf>.

- Ices, 2004b. Report of the Marine Chemistry Working Group (MCWG). ICES, MCWG Report 2004, <http://www.ices.dk/reports/MHC/2004/MCWG04.pdf>. 80 p.
- Iedom, 2007. La Guadeloupe en 2006. IEDOM, Paris. 242 p.
- Iedom, 2008. Martinique. Rapport annuel 2007. IEDOM, Paris. 273 p.
- Ifremer, 1994. L'arsenic et le chrome dans les mollusques du littoral français. Ifremer, Bull. RNO 1994. <http://www.ifremer.fr/envlit/pdf/rnopdf/rno94.pdf>.
- Ifremer, 2002. Document SEQ Littoral. Système de classification pour l'évaluation de la qualité des eaux littorales : grilles d'aptitude aux usages et à la biologie. Ifremer, Convention MEDD / Ifremer n° 031-01. 26 p.
- Insee, 2009. Subdivisions, superficie et population des régions et départements de France et d'outre-mer au 1er janvier 2006. http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?reg_id=0&id=204.
- Inserm, 2000. Expertise collective. Dioxines dans l'environnement. Quels risques pour la santé ? Inserm Ed.: 406 p.
- JECFA, 1989. Safety evaluation of certain food additives and contaminants. 33th report of the joint FAO/WHO Expert Committee on food additives and contaminants. *WHO Technical Report Series*: 776. WHO, Geneva.
- Johansson I., K. Moisan, N. Guiot, I. Truquet, C. Munsch & J. Tronczyński, 2006. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in mussels from selected French coastal sites: 1981–2003. *Chemosphere* **64** (2): 296-305.
- Jordan R. A., P. A. Goodwin, C. E. Sutton, V. J. Lascara, P. A. VanVeld & R. K. Carpenter, 1979. An evaluation of the Kepone contamination of the plankton of the James River. Virginia Institute of Marine Science, U.S. Environmental Agency Grant Rep. R804993010. 51 p.
- Kermarrec A., 1980. Niveau actuel de contamination des chaînes biologiques en Guadeloupe : pesticides et métaux lourds 1979-1980. INRA, Petit-Bourg (Guadeloupe). Contrat 7885 - INRA : 651 339. 155 p.
- Kojadinovic J., M. Potier, M. Le Corre, R. P. Cosson & P. Bustamante, 2006. Mercury content in commercial pelagic fish and its risk assessment in the Western Indian Ocean. *Science of the Total Environment* **366**: 688-700.
- Le Déault J. Y. & C. Proccacia, 2009. Rapport sur les impacts de l'utilisation de la chlordécone et des pesticides aux Antilles : bilan et perspectives d'évolution. OPECST, Paris. Assemblée nationale N° 1778, Sénat N° 487. 223 p.
- Leblanc J.-C., 2004. Etude de l'alimentation totale française. MAPA-INRA. 68 p.
- Leblanc J.-C., 2006. Etude CALIPSO. Etude des Consommations Alimentaires de produits de la mer et imprégnations aux éléments traces, polluants et Omega3. Afssa-Inra, Paris. 160 p.
- Leblanc J.-C., S. Gallotti, J.-L. Volatier & M.-H. Loulergue, 2005. Première évaluation de l'exposition alimentaire de la population martiniquaise au chlordécone. Propositions de limites maximales provisoires de contamination dans les principaux aliments vecteurs. AFSSA, Paris. 40 p.
- Linise A., 2009. Evaluation de la pêche de la Martinique. Cabinet Linise, Communication orale à la commission Pêche et aquaculture du Conseil régional de la Martinique. Fort-de-France, le 15 juillet 2009.
- Lions J., D. Allier, S. Pinson & B. Vittecoq, 2008. Identification des zones à risque de fond goéchimique élevé dans les cours d'eau et les eaux souterraines de la Martinique. BRGM - Onema, BRGM/RP/-56748-FR. 124 p.
- Luellen D. R., G. G. Vadas & M. A. Unger, 2006. Kepone in James River fish: 1976–2002. *Science of the Total Environment* **358**: 286– 297.
- MacPhee C. & M. Ruelle, 1969. Lethal Effects of 1888 Chemicals upon Four Species of Fish From Western North America Authors. Forest, Wildl.and Range Exp.Stn., Univ.of Idaho, Moscow, ID. Bull.No.3. 112 p.
- Mallat J. & M. G. Barron, 1988. High tolerance of lampreys to kepone toxicity. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **17** (1): 73-80.
- Mallet J., 2003. Méthode de dosage des résidus de chlordécone dans les produits alimentaires d'origine animale. Afssa, AFSSA/LERQAP/TOPPOP/04. <http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/dgaln20048276z.pdf>. 7 p.
- Michel P., 1993. L'arsenic en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. Ifremer, Rapport Océan 4.
- Mille G., M. Giuliano, L. Asia, L. Malleret & N. Jalaluddin, 2006. Sources of hydrocarbons in sediments of the Bay of Fort de France (Martinique). *Chemosphere* **64**: 1062–1073.
- Monti D., 2007. Evaluation de la biocontamination en Chlordecone, β-Hexachlorocyclohexane et Cadusaphos de Crustacés et Poissons d'eau douce en Guadeloupe. Dynecar - Université des Antilles et de la Guyane, Rapport. 36 p.
- Monti D. & S. Coat, 2008. La contamination des espèces d'eau douce. *Les cahiers du PRAM* N° 7. Décembre 2007: 29-33.
- Nichols M., 1990. Sedimentologic fate and cycling of Kepone in an estuarine system: example of the James river estuary. *Sci. Total Environ.* **97/98**: 407-440.
- Nichols M. M., 1981. Sedimentologic fate of contaminants in an estuary: Example from the Chesapeake. *Estuaries* **4** (3): 291.
- Noren & Meironyte, 2000. Certain organochlorine and organobromine contaminants in Swedish human milk in perspective of past 20-30 years. *Chemosphere* **40**: 1111-1123.

- OECD, 1981. Guidelines for testing of chemicals. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris. ISBN 92-64-12221-4.
- Palomares M. L. D. & D. Pauly eds, 2009. SeaLifeBase. World Wide Web electronic publication. www.sealifebase.org, version (06/2009).
- Pareto, Impact-Mer, Arvam, Asconit & R.N. St-Martin, 2007. Directive cadre sur l'eau. Définition de l'état de référence et du réseau de surveillance pour les masses d'eau littorales de la Guadeloupe. Période 2007-2009. Phase 1. Définition des sites de référence et de surveillance. DDE Guadeloupe, P.07.138. 58 p.
- Pauly D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese & F. Torres, 1998. Fishing down marine food webs. *Science* **279**: 860-863.
- Pellerin-Massicotte J., 1995. L'évolution des conditions physiologiques de *Crassostrea rhizophorae* en fonction des niveaux de bioaccumulation et du gradient de pollution. In Conf. Internationale sur la Purification des Coquillages, 6-8 avril 1992. R. Poggi & J.Y. Le Gall, eds. Ifremer. Rennes (France): 81-91.
- Pons J.-C., M. Parra & C. Julius, 1998. Teneurs en métaux lourds des sédiments fins de la baie de Fort-de-France. *Oceanol. Acta* **11** (1): 47-54.
- Provenzano A. J., Jr., K. B. Schmitz & M. A. Boston, 1978. Survival, duration of larval stages, and size of postlarvae of grass shrimp, *Palaemonetes pugio*, reared from Kepone contaminated and uncontaminated populations in Chesapeake Bay. *Estuaries* **1** (4): 239-244.
- Pujos M., J.-C. Pons & M. Parra, 2000. Evolution des métaux lourds dans la sédimentation récente de la baie de Fort-de-France (Martinique). *Oceanologica Acta* **23**: 701-715.
- Reynal L., P. Berthou, O. Guyader, S. Demanèche, M. Jean-François, A. Lagin, C. Merrien, F. Guegan, P. Lespagnol, S. Bermell, F. Daurès & E. Leblond, 2008. Système d'Informations relatif aux activités de pêche maritime en Martinique (SIHM). Rapport intermédiaire du projet pilote 2007-2008. Ifremer, VERSION PROVISOIRE. 42 p.
- Rizand A., P. Marie & K. Pinte, 2006. La place des scientifiques dans u processus de gestion intégrée des zones côtières : évaluation des pressions polluantes d'origine terrestre sur la baie du Robert (Martinique). *VertigO* **7** (3): 1-14.
- RNO, 2000. Surveillance du milieu marin. Travaux du Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin. Edition 2000. Ifremer et Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. 32 p.
- RNO, 2002. Surveillance du milieu marin. Travaux du Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin. Edition 2002. Ifremer et Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. 44 p.
- RNO, 2003. Surveillance du milieu marin. Travaux du Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin. Edition 2006. Ifremer et Ministère de l'éologie et du développement durable. 51 p.
- RNO, 2006. Surveillance du Milieu Marin. Travaux du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin. Edition 2006. Ifremer et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. 56 p.
- Roberts M. H. J. & R. E. Bendl, 1982. Acute toxicity of Kepone to selected freshwater fish. *Estuaries* **5**: 158-164.
- Roberts M. H. J. & D. J. Fisher, 1985. Uptake and Clearance Rates for Kepone in Two Marine Fish Species. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **14** (1): 1-6.
- Schimmel S. C., J. M. Patrick, Jr., L. F. Faas, J. L. Oglesby & A. J. Wilson, Jr., 1979. Kepone: toxicity and bioaccumulation in blue crabs. *Estuaries* **2** (1): 9-15.
- Schimmel S. C. & A. J. Wilson, Jr., 1977. Acute toxicity of kepone to four estuarine animals. *Chesapeake Sci.* **18**: 224-227.
- Sea Around Us, 2009. Sea Around Us. A global database on marine fisheries and ecosystems. Fisheries Centre, University British Columbia, Vancouver (British Columbia, Canada). www.seararoundus.org.
- Sellstrom U., A. Bignert, A. Kierkegaard, L. Haggberg, C. A. de Wit, M. Olsson & B. Jansson, 2003. Temporal trend studies on tetra- and pentabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in guillemot egg from the Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.* **37** (24): 5496-5501.
- Sierra L. M., R. Claro & O. A. Popova, 2001. Trophic biology of the marine fishes of Cuba. In Ecology of the Marine fishes of Cuba. R. Claro, K.C. Lindeman & L.R. Parenti eds. Smithsonian Institution Press, Washington and London: 115-148.
- SIH, 2008a. Activité 2006 des navires de pêche du quartier maritime de Fort-de-France (Martinique). Ifremer, <http://www.ifremer.fr/sih>. 9 p.
- SIH, 2008b. Activité 2006 des navires de pêche du quartier maritime de Pointe-à-Pitre (Guadeloupe). Ifremer. 10 p.
- Skaar D. R., B. T. Johnson, J. R. Jones & J. N. Huckins, 1981. Fate of Kepone and Mirex in a Model Aquatic Environment: Sediment, Fish, and Diet. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **38** (8): 931-938.
- Smith G. J. & A. R. Flegal, 1993. Silver in the San Francisco Bay estuarine Waters. *Estuaries* **16** (3A): 547-558.
- Spearman D. ed 2005. A user's guide to biodiversity indicators. The Royal society. EASAC, London: 42 p.

- Telliard W. A., 1994. Method 1613. Tetra- through Octa-Chlorinated Dioxins and Furans by Isotope Dilution HRGC/HRMS. US EPA, Washington, D.C. <http://www.caslab.com/EPA-Methods/PDF/1613.pdf>. 89 p.
- Thomas P. & J. Smith, 1993. Binding of xenobiotics to the estrogen receptor of spotted seatrout: a screening assay for potentiel estrogenic effects. *Marine Environmental Research* **35**: 147-151.
- Tillieut O., 2007. Etat de la cartographie de la pollution. In Le chlordécone en Guadeloupe. Environnement, santé, société. P. Verdol ed. Jasor, Pointe-à-Pitre: 28-37.
- US EPA, 2000. PAN Pesticides Database - Chemical Toxicity Studies on Aquatic Organisms. Ecotoxicology References. http://www.pesticideinfo.org/Ref_Aquire.jsp?Rec_Id=PC35101&ReferenceNumber=344.
- Valdés-Munoz E. & A. D. Mochek, 2001. Behavior of marine fishes of the Cuban shelf. In Ecology of the Marine fishes of Cuba. R. Claro, K.C. Lindeman & L.R. Parenti eds. Smithsonian Institution Press, Washington and London: 58-72.
- Van den Berg M., L. Birnbaum, A. T. Bosveld, B. Brunstrom, P. Cook, M. Feeley, J. P. Giesy, A. Hanberg, R. Hasegawa, S. W. Kennedy & et al., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Health Perspect.* **106**: 775-792.
- Van den Berg M., L. Birnbaum, M. Denison, M. de Vito, W. Farland, M. Feeley, H. Fiedler, H. Hakansson, A. Hanberg, L. Haws, M. Rose, S. Safe, D. Schrenk, C. Tohyama, A. Tritscher, J. Tuomisto, M. Tysklind, N. Walker & R. E. Peterson, 2006. The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. *Toxicological Sciences* **93** (2): 223-241.
- Van Veld P. A., M. E. Bender & M. H. Roberts, 1984. Uptake, distribution, metabolism and clearance of chlordécone by channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Aquat. Toxicol.* **5**: 33-49.
- Verdol P. ed 2007. Le Chlordécone en Guadeloupe. Environnement, santé, société. Jasor.
- Walsh G. E., K. Ainsworth & A. J. Wilson, 1977. Toxicity and uptake of kepone in marine unicellular algae. *Chesapeake Sci.* **18**: 222-223.
- Walton G., 1987. Summary of Kepone study results 1982–1985. *Basic Data Bulletin*. 101 p.
- Warlick C., 2001. *Tripneustes ventricosus*. Animal Diversity Web, (On-line) Accessed December 21, 2008 at http://animaldiversity.ummz.umich.edu/site/accounts/information/Tripneustes_ventricosus.html.

Annexe 1. Concentration en chlordécone des échantillons collectés autour de la Martinique en 2008

Labo I. NQ : non quantifié ; seuil de quantification : 0,15 µg/kg p.f.

Labo S. ND : non détecté ; Trace : entre 2 et 5 µg/kg p.f. ; seuil de quantification présenté : 5 µg/kg p.f.

Tri par espèce et par zone

| No Ech | Espèce | Nom vernaculaire | Trph | Nb Prélèv | Zone | SsZone | Taille | Labo | Chlordécone en µg/kg pf |
|-----------|--------------------------------------|------------------------|-------|--------------|------|--------|--------|------|----------------------------|
| B-047 | <i>Acanthostracion polygonius</i> | Coffre polygone | 3-Aut | 4 | 10 | | P | S | ND |
| B-111 | <i>Acanthostracion polygonius</i> | Coffre polygone | 3-Aut | 4 | 10 | | G | S | ND |
| A-004 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 14 | 01 | | P | I | 14,0 |
| B-116 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 4 | 01 | | P | S | Trace |
| A-007 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 7 | 02 | b | M | I | 2,4 |
| A-012 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 7 | 03 | | M | I | 0,5 |
| A-015 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 8 | 03 | | P | I | 0,5 |
| B-078 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 4 | 03 | | P | S | ND |
| B-010 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 9 | 06 | | P | S | ND |
| B-033 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 4 | 06 | | G | S | ND |
| B-062 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 6 | 06 | | P | S | ND |
| A-091 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 11 | 09 | | P | I | NQ |
| A-094 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 4 | 09 | | G | I | 2,1 |
| A-098 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 4 | 09 | | G | I | NQ |
| A-102 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 10 | 09 | | P | I | NQ |
| B-051 | <i>Acanthurus chirurgus</i> | Chirurgien docteur | 2-Aut | 6 | 02 | b | P | S | ND |
| B-071 | <i>Acanthurus chirurgus</i> | Chirurgien docteur | 2-Aut | 9 | 02 | b | P | S | 7,0 |
| B-012 | <i>Acanthurus chirurgus</i> | Chirurgien docteur | 2-Aut | 4 | 06 | | P | S | ND |
| B-144 | <i>Acanthurus coeruleus</i> | Chirurgien bayolle | 2-Aut | 2 | 02 | a | P | S | 7,8 |
| B-125 | <i>Bodianus rufus</i> | Pourceau espagnol | 3-Aut | 3 | 01 | | P | S | 35,0 |
| B-052 | <i>Callinectes larvatus</i> | Crabe draguenelle | 2-DN | 6 | 02 | a | G | S | 872,0 |
| B-082 | <i>Callinectes larvatus</i> | Crabe draguenelle | 2-DN | 1 | 02 | a | P | S | 1056,0 |
| B-075 | <i>Callinectes spp</i> | Crabes nca | 2-DN | 13 | 02 | c | P | S | 54,0 |
| B-113 | <i>Caranx hippos</i> | Carangue crevalle | 3-Aut | 3 | 03 | | P | S | ND |
| B-086 | <i>Caranx latus</i> | Carangue gros-yeux | 4-Aut | 6 | 02 | b | P | S | Trace |
| A-068 | <i>Cardisoma guanhumi</i> | Crabe de terre | 2-Aut | 4 | 07 | | G | I | 0,7 |
| B-067 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérou) | 4-Aut | 3 | 04 | | P | S | ND |
| B-003 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérou) | 4-Aut | 3 | 06 | | P | S | ND |
| B-025 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérou) | 4-Aut | 3 | 06 | | P | S | ND |
| B-120 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérou) | 4-Aut | 3 | 06 | | P | S | ND |
| B-019 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérou) | 4-Aut | 2 | 10 | | G | S | ND |
| B-066 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérou) | 4-Aut | 3 | 10 | | P | S | ND |
| B-132 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérou) | 4-Aut | 4 | 10 | | P | S | ND |
| B-045 | <i>Engraulidae & Atherinidae</i> | Pisquette | 3-Aut | 1 | 01 | | P | S | 23,7 |
| B-127 | <i>Farfantepenaeus subtilis</i> | Crevette café | 2-DN | 02 | a | | P | S | 445,0 |
| B-095 | <i>Haemulon carbonarium</i> | Gorette charbonnier | 3-Aut | 3 | 01 | | P | S | 27,1 |
| B-110 | <i>Haemulon carbonarium</i> | Gorette charbonnier | 3-Aut | 3 | 01 | | P | S | 21,3 |
| B-118 | <i>Haemulon carbonarium</i> | Gorette charbonnier | 3-Aut | 4 | 01 | | P | S | 126,9 |
| B-064 | <i>Haemulon chrysargyreum</i> | Gorette tibouche | 3-Aut | 9 | 06 | | P | S | ND |
| B-065 | <i>Haemulon chrysargyreum</i> | Gorette tibouche | 3-Aut | 6 | 06 | | G | S | ND |
| B-135 | <i>Haemulon chrysargyreum</i> | Gorette tibouche | 3-Aut | 8 | 06 | | G | S | Trace |
| B-128 | <i>Haemulon flavolineatum</i> | Gorette jaune | 3-Aut | 7 | 06 | | P | S | ND |
| B-136 | <i>Haemulon flavolineatum</i> | Gorette jaune | 3-Aut | 5 | 06 | | P | S | Trace |
| B-108 | <i>Haemulon parra</i> | Gorette marchand | 3-Aut | 3 | 02 | c | P | S | ND |
| B-013 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 9 | 02 | c | P | S | ND |
| B-017 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 4 | 02 | c | G | S | ND |
| B-020 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 5 | 02 | c | P | S | ND |
| B-106 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 3 | 02 | c | P | S | 32,0 |
| B-056 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 3 | 04 | | P | S | ND |
| B-140 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 3 | 07 | | P | S | Trace |
| B-142 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 1 | 09 | | P | S | ND |

| No Ech | Espèce | Nom vernaculaire | Trph | Nb Prélèv | Zone | SsZone | Taille | Labo | Chlordécone en µg/kg pf |
|-----------|-------------------------------------|----------------------------|-------|--------------|------|--------|--------|------|----------------------------|
| B-050 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 2 | 10 | | P | S | 8,2 |
| A-085 | <i>Hemiramphus balao</i> | Demi-bec balaou | 3-Aut | 38 | 08 | | P | I | 2,4 |
| B-130 | <i>Hemiramphus balao</i> | Demi-bec balaou | 3-Aut | 13 | 09 | | P | S | ND |
| B-057 | <i>Hemiramphus brasiliensis</i> | Demi-bec brésilien | 2-Aut | 6 | 02 | c | P | S | Trace |
| B-105 | <i>Hemiramphus brasiliensis</i> | Demi-bec brésilien | 2-Aut | 14 | 09 | | P | S | ND |
| B-119 | <i>Heteropriacanthus cruentatus</i> | Beauclaire de roche | 3-Aut | 4 | 01 | | G | S | ND |
| B-123 | <i>Heteropriacanthus cruentatus</i> | Beauclaire de roche | 3-Aut | 6 | 01 | | P | S | 40,0 |
| B-138 | <i>Heteropriacanthus cruentatus</i> | Beauclaire de roche | 3-Aut | 3 | 01 | | P | S | ND |
| B-101 | <i>Holocentrus adscensionis</i> | Marignan coq | 3-Aut | 3 | 01 | | G | S | 22,4 |
| B-058 | <i>Holocentrus adscensionis</i> | Marignan coq | 3-Aut | 6 | 02 | b | P | S | Trace |
| B-005 | <i>Holocentrus adscensionis</i> | Marignan coq | 3-Aut | 9 | 06 | | P | S | ND |
| B-129 | <i>Holocentrus adscensionis</i> | Marignan coq | 3-Aut | 6 | 06 | | P | S | Trace |
| B-046 | <i>Holocentrus adscensionis</i> | Marignan coq | 3-Aut | 4 | 10 | | G | S | ND |
| B-060 | <i>Holocentrus adscensionis</i> | Marignan coq | 3-Aut | 5 | 10 | | P | S | ND |
| B-090 | <i>Holocentrus adscensionis</i> | Marignan coq | 3-Aut | 8 | 10 | | P | S | ND |
| B-117 | <i>Holocentrus adscensionis</i> | Marignan coq | 3-Aut | 5 | 10 | | G | S | ND |
| B-036 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 4 | 01 | | P | S | ND |
| A-016 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 9 | 02 | b | M | I | 113,3 |
| A-017 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 7 | 02 | b | M | I | NQ |
| A-033 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 6 | 02 | b | G | I | 10,4 |
| B-054 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 5 | 02 | b | P | S | Trace |
| B-134 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 3 | 02 | b | P | S | Trace |
| A-029 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 5 | 03 | | P | I | 27,6 |
| B-061 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 6 | 03 | | P | S | ND |
| B-076 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 6 | 04 | | P | S | Trace |
| B-139 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 5 | 04 | | P | S | ND |
| B-131 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 13 | 05 | | P | S | ND |
| A-063 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 5 | 06 | | P | I | 1,0 |
| A-066 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 3 | 06 | | G | I | 0,6 |
| B-001 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 6 | 06 | | P | S | ND |
| A-074 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 11 | 07 | | P | I | 18,1 |
| A-078 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 5 | 07 | | P | I | 19,3 |
| A-083 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 1 | 07 | | P | I | 35,8 |
| B-133 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 3 | 07 | | P | S | Trace |
| B-092 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 7 | 10 | | P | S | ND |
| A-041 | <i>Isognomon alatus</i> | Huître plate de palétuvier | 2-Aut | -1 | 02 | c | P | I | 1,8 |
| A-042 | <i>Isognomon alatus</i> | Huître plate de palétuvier | 2-Aut | -1 | 02 | c | P | I | 1,6 |
| A-072 | <i>Isognomon alatus</i> | Huître plate de palétuvier | 2-Aut | -1 | 07 | | P | I | 12,4 |
| B-023 | <i>Kyphosus sectator</i> | Calicagère blanche | 2-Aut | 3 | 03 | | G | S | ND |
| B-114 | <i>Kyphosus sectator</i> | Calicagère blanche | 2-Aut | 3 | 09 | | P | S | ND |
| B-059 | <i>Lutjanus apodus</i> | Vivaneau dent-chien | 3-Aut | 3 | 02 | b | P | S | ND |
| B-049 | <i>Lutjanus apodus</i> | Vivaneau dent-chien | 3-Aut | 3 | 10 | | G | S | ND |
| B-091 | <i>Lutjanus mahogoni</i> | Sarde | 4-Aut | 3 | 01 | | P | S | 24,2 |
| B-097 | <i>Lutjanus mahogoni</i> | Sarde | 4-Aut | 3 | 01 | | P | S | 16,0 |
| B-109 | <i>Lutjanus mahogoni</i> | Sarde | 4-Aut | 3 | 01 | | P | S | 33,3 |
| B-037 | <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | 3-Aut | 3 | 01 | | G | S | ND |
| B-041 | <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | 3-Aut | 5 | 01 | | P | S | ND |
| B-043 | <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | 3-Aut | 5 | 01 | | P | S | ND |
| B-124 | <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | 3-Aut | 3 | 01 | | P | S | 28,1 |
| B-018 | <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | 3-Aut | 4 | 02 | c | P | S | ND |
| B-034 | <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | 3-Aut | 12 | 02 | c | P | S | ND |
| B-011 | <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | 3-Aut | 3 | 07 | | P | S | ND |
| B-014 | <i>Lutjanus vivanus</i> | Vivaneau soie | 3-Aut | 3 | 03 | | G | S | ND |
| B-022 | <i>Lutjanus vivanus</i> | Vivaneau soie | 3-Aut | 7 | 03 | | P | S | Trace |
| B-100 | <i>Makaira nigricans</i> | Makaire bleu | 4-Aut | 3 | 10 | | P | S | ND |
| B-027 | <i>Mithrax pilosus</i> | Araignée | 2-Aut | 3 | 03 | | P | S | ND |
| B-040 | <i>Mithrax pilosus</i> | Araignée | 2-Aut | 3 | 03 | | G | S | ND |
| A-032 | <i>Mugil curema</i> | Mulet blanc | 2-DN | 2 | 02 | c | P | I | 2,8 |
| A-055 | <i>Mugil curema</i> | Mulet blanc | 2-DN | 3 | 08 | | G | I | 9,2 |

| No Ech | Espèce | Nom vernaculaire | Trph | Nb Prélèv | Zone | SsZone | Taille | Labo | Chlordécone en µg/kg pf |
|-----------|----------------------------------|-----------------------|-------|--------------|------|--------|--------|------|----------------------------|
| A-056 | <i>Mugil curema</i> | Mulet blanc | 2-DN | 3 | 08 | | P | I | 12,2 |
| B-007 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 4 | 06 | | G | S | ND |
| B-042 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 4 | 10 | | P | S | ND |
| B-141 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 4 | 10 | | P | S | ND |
| A-001 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 1 | 01 | | G | I | 5,1 |
| A-008 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 4 | 02 | b | P | I | 56,4 |
| A-011 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 1 | 02 | b | G | I | 5,0 |
| A-038 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 2 | 04 | | P | I | 2,6 |
| A-044 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 2 | 04 | | G | I | NQ |
| A-057 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 1 | 05 | | G | I | 2,6 |
| A-058 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 6 | 05 | | P | I | 1,1 |
| A-059 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 3 | 05 | | G | I | 1,1 |
| A-062 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 4 | 05 | | P | I | 3,8 |
| A-064 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 6 | 06 | | P | I | 5,9 |
| B-002 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 4 | 06 | | P | S | ND |
| B-115 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 3 | 06 | | P | S | ND |
| A-071 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 8 | 07 | | P | I | 59,1 |
| A-079 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 2 | 07 | | G | I | 131,7 |
| A-080 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 7 | 07 | | P | I | 42,4 |
| A-092 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 6 | 09 | | P | I | 1,8 |
| A-093 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 2 | 09 | | G | I | 1,4 |
| A-095 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 1 | 09 | | G | I | 0,6 |
| A-100 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 4 | 09 | | P | I | 0,9 |
| A-003 | <i>Oreochromis mossambicus</i> | Tilapia du Mozambique | 2-DN | 8 | 01 | | P | I | 156,0 |
| A-040 | <i>Oreochromis mossambicus</i> | Tilapia du Mozambique | 2-DN | 12 | 04 | | P | I | 1,6 |
| A-073 | <i>Oreochromis mossambicus</i> | Tilapia du Mozambique | 2-DN | 3 | 07 | | G | I | 179,6 |
| A-081 | <i>Oreochromis mossambicus</i> | Tilapia du Mozambique | 2-DN | 2 | 07 | | P | I | 618,3 |
| A-002 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 01 | | G | I | 26,5 |
| A-060 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 01 | | G | I | 20,9 |
| A-018 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 6 | 02 | b | P | I | 17,8 |
| A-019 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 02 | b | G | I | 16,1 |
| A-023 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 6 | 02 | b | G | I | 48,3 |
| B-069 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 02 | a | P | S | 326,0 |
| B-070 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 02 | c | P | S | 53,2 |
| B-104 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 02 | c | G | S | 66,4 |
| B-026 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 03 | | G | S | ND |
| B-030 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 03 | | G | S | ND |
| B-048 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 03 | | G | S | ND |
| B-44b | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 03 | | P | S | ND |
| A-043 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 6 | 04 | | P | I | 0,7 |
| A-046 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 4 | 04 | | G | I | 2,7 |
| A-053 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 4 | 04 | | P | I | 0,8 |
| A-084 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 08 | | G | I | 0,7 |
| A-086 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 08 | | G | I | 13,3 |
| A-087 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 08 | | G | I | 6,5 |
| A-088 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 5 | 08 | | P | I | 2,8 |
| A-089 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 4 | 08 | | P | I | 78,9 |
| A-090 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 08 | | P | I | 4,0 |
| B-038 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 10 | | G | S | ND |
| B-039 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 10 | | G | S | ND |
| B-080 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 10 | | G | S | 17,0 |
| B-112 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 10 | | G | S | Trace |
| B-072 | <i>Panulirus guttatus</i> | Langouste brésilienne | 2-DN | 4 | 02 | c | G | S | 12,5 |
| B-073 | <i>Panulirus guttatus</i> | Langouste brésilienne | 2-DN | 2 | 02 | a | G | S | 52,5 |
| B-093 | <i>Panulirus guttatus</i> | Langouste brésilienne | 2-DN | 3 | 02 | c | G | S | 7,5 |
| B-094 | <i>Panulirus guttatus</i> | Langouste brésilienne | 2-DN | 4 | 02 | c | G | S | 14,6 |
| A-006 | <i>Panulirus guttatus</i> | Langouste brésilienne | 2-DN | 6 | 03 | | M | I | 15,0 |
| B-035 | <i>Panulirus guttatus</i> | Langouste brésilienne | 2-DN | 6 | 03 | | G | S | ND |
| B-029 | <i>Parribacus antarcticus</i> | Cigale savate | 4-Aut | 5 | 03 | | G | S | ND |

| No Ech | Espèce | Nom vernaculaire | Trph | Nb Prélèv | Zone | SsZone | Taille | Labo | Chlordécone en µg/kg pf |
|-----------|--------------------------------|-------------------------|-------|--------------|------|--------|--------|------|----------------------------|
| B-102 | <i>Polydactylus virginicus</i> | Barbure de flaque | 3-Aut | 3 | 01 | G | S | | 56,7 |
| B-107 | <i>Polydactylus virginicus</i> | Barbure de flaque | 3-Aut | 3 | 01 | G | S | | 65,3 |
| B-006 | <i>Pseudupeneus maculatus</i> | Barbarin rouge | 3-Aut | 4 | 06 | G | S | | ND |
| B-009 | <i>Scarus iseri</i> | Perroquet rayé | 2-Aut | 4 | 06 | P | S | | ND |
| B-032 | <i>Scarus iseri</i> | Perroquet rayé | 2-Aut | 3 | 06 | P | S | | ND |
| A-035 | <i>Scomberomorus cavalla</i> | Thazard barré | 4-Aut | 1 | 02 | c | P | I | 3,6 |
| B-015 | <i>Scomberomorus cavalla</i> | Thazard barré | 4-Aut | 1 | 02 | a | P | S | ND |
| A-051 | <i>Scomberomorus cavalla</i> | Thazard barré | 4-Aut | 1 | 03 | | P | I | 58,5 |
| A-052 | <i>Scomberomorus cavalla</i> | Thazard barré | 4-Aut | 1 | 03 | | P | I | 2,3 |
| B-079 | <i>Scomberomorus sp.</i> | Thazard | 4-Aut | 3 | 02 | a | P | S | 614,0 |
| B-053 | <i>Sparisoma aurofrenatum</i> | Perroquet tacheté | 2-Aut | 6 | 02 | b | P | S | 9,6 |
| B-028 | <i>Sparisoma aurofrenatum</i> | Perroquet tacheté | 2-Aut | 3 | 06 | | P | S | ND |
| B-137 | <i>Sparisoma aurofrenatum</i> | Perroquet tacheté | 2-Aut | 5 | 10 | | P | S | ND |
| B-016 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 4 | 01 | | P | S | ND |
| B-044 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 3 | 01 | | P | S | 17,0 |
| A-026 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 7 | 02 | b | P | I | 19,8 |
| A-027 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 12 | 02 | b | P | I | 5,0 |
| A-028 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 9 | 02 | b | P | I | 0,8 |
| B-081 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 7 | 02 | b | P | S | 7,6 |
| B-083 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 3 | 02 | b | P | S | Trace |
| A-020 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 1 | 03 | | P | I | 2,9 |
| A-022 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 5 | 03 | | P | I | 3,8 |
| A-024 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 3 | 03 | | P | I | 3,0 |
| A-025 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 3 | 03 | | P | I | 6,0 |
| A-031 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 8 | 03 | | P | I | 0,5 |
| B-085 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 5 | 03 | | P | S | Trace |
| A-037 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 4 | 04 | | P | I | 6,2 |
| A-045 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 2 | 04 | | G | I | NQ |
| A-047 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 2 | 04 | | P | I | NQ |
| B-063 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 4 | 04 | | P | S | ND |
| B-077 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 1 | 04 | | G | S | ND |
| A-065 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 4 | 06 | | P | I | NQ |
| A-067 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 3 | 06 | | G | I | 1,1 |
| A-070 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 5 | 07 | | P | I | 16,1 |
| A-077 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 5 | 07 | | P | I | 3,5 |
| A-082 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 1 | 07 | | G | I | 50,5 |
| A-096 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 1 | 09 | | P | I | NQ |
| A-097 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 2 | 09 | | P | I | 3,7 |
| A-099 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 2 | 09 | | P | I | 0,3 |
| B-074 | <i>Sparisoma viride</i> | Carpe ventre rouge | 2-Aut | 8 | 02 | b | P | S | Trace |
| B-084 | <i>Sparisoma viride</i> | Carpe ventre rouge | 2-Aut | 4 | 02 | b | P | S | Trace |
| B-122 | <i>Sparisoma viride</i> | Carpe ventre rouge | 2-Aut | 3 | 05 | | P | S | ND |
| B-008 | <i>Sparisoma viride</i> | Carpe ventre rouge | 2-Aut | 4 | 06 | | P | S | ND |
| A-005 | <i>Sphyraena barracuda</i> | Barracuda | 4-Aut | 3 | 03 | | G | I | 2,7 |
| B-087 | <i>Sphyraena barracuda</i> | Barracuda | 4-Aut | 1 | 10 | | P | S | ND |
| A-036 | <i>Strombus gigas</i> | Strombe rosé | 2-Aut | 10 | 03 | | P | I | NQ |
| B-024 | <i>Strombus gigas</i> | Strombe rosé | 2-Aut | 3 | 03 | | G | S | ND |
| B-031 | <i>Strombus gigas</i> | Strombe rosé | 2-Aut | 5 | 10 | | G | S | ND |
| B-068 | <i>Strombus gigas</i> | Strombe rosé | 2-Aut | 5 | 10 | | G | S | ND |
| B-088 | <i>Thunnus atlanticus</i> | Thon à nageoires noires | 4-Aut | 3 | 10 | | P | S | ND |
| B-103 | <i>Thunnus atlanticus</i> | Thon à nageoires noires | 4-Aut | 3 | 10 | | P | S | ND |
| B-126 | <i>Thunnus atlanticus</i> | Thon à nageoires noires | 4-Aut | 3 | 10 | | P | S | ND |
| A-034 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | 21 | 02 | b | P | I | 1,8 |
| A-054 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | 5 | 02 | b | G | I | 4,7 |
| B-021 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | 20 | 02 | c | G | S | ND |
| A-049 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | 6 | 04 | | P | I | NQ |
| A-050 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | 3 | 04 | | G | I | NQ |
| B-004 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | 17 | 06 | | G | S | ND |
| A-075 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | -1 | 07 | | P | I | 3,1 |

| No Ech | Espèce | Nom vernaculaire | Trph | | | SsZone | Chlordécone en µg/kg pf | |
|-----------|--------------------------------|------------------|-------|--------------|------|--------|----------------------------|------|
| | | | | Nb Prélèv | Zone | Taille | Labo | |
| A-076 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | -1 | 07 | G | I | 1,6 |
| B-096 | <i>Umbrina coroides</i> | Ombrine pétote | 3-Aut | 3 | 01 | P | S | 46,9 |
| B-098 | <i>Umbrina coroides</i> | Ombrine pétote | 3-Aut | 3 | 01 | G | S | 11,0 |
| B-099 | <i>Umbrina coroides</i> | Ombrine pétote | 3-Aut | 3 | 01 | G | S | 18,3 |

Annexe 2. Classement des principales espèces halieutiques des Antilles par type trophique

Pour la définition des types trophiques, voir texte. Ordonné selon le type trophique et l'ordre alphabétique des espèces.

| Type troph | Espèce | Type troph | Espèce |
|------------|---|------------|---|
| 2-Aut | Araignée <i>Mithrax pilosus</i> | 3-Aut | Gorette margate <i>Haemulon album</i> |
| 2-Aut | Baliste noir <i>Melichthys niger</i> | 3-Aut | Gorette rayée <i>Haemulon striatum</i> |
| 2-Aut | Bourse à points orange <i>Cantherhines pullus</i> | 3-Aut | Gorette tibouche <i>Haemulon chrysargyreum</i> |
| 2-Aut | Calicagère blanche <i>Kyphosus sectator</i> | 3-Aut | Guinée-machète <i>Elops saurus</i> |
| 2-Aut | Carpe ventre rouge <i>Sparisoma viride</i> | 3-Aut | Harengules (caillu) <i>Harengula spp</i> |
| 2-Aut | Chirurgien bayolle <i>Acanthurus coeruleus</i> | 3-Aut | Marignan coq <i>Holocentrus adscensionis</i> |
| 2-Aut | Chirurgien docteur <i>Acanthurus chirurgus</i> | 3-Aut | Marignon mombin <i>Myripristis jacobus</i> |
| 2-Aut | Chirurgien noir <i>Acanthurus bahianus</i> | 3-Aut | Marignon soldat <i>Holocentrus rufus</i> |
| 2-Aut | Crabe de terre <i>Cardisoma guanhumi</i> | 3-Aut | Mérou couronné <i>Epinephelus guttatus</i> |
| 2-Aut | Demi-bec brésilien <i>Hemiramphus brasiliensis</i> | 3-Aut | Mérou couronné noir <i>Epinephelus adscensionis</i> |
| 2-Aut | Huître creuse des Caraïbes <i>Crassostrea rhizophorae</i> | 3-Aut | Ombrine pétote <i>Umbrina coroides</i> |
| 2-Aut | Huître plate de palétuvier <i>Isognomon alatus</i> | 3-Aut | Pisquette <i>Atherina stipes</i> |
| 2-Aut | Oursin blanc <i>Tripneustes ventricosus</i> | 3-Aut | Pisquette <i>Engraulidae & Atherinidae</i> |
| 2-Aut | Perroquet basto <i>Sparisoma rubipinne</i> | 3-Aut | Pompon <i>Anisotremus surinamensis</i> |
| 2-Aut | Perroquet émeraude <i>Nicholsina usta</i> | 3-Aut | Rouget-souris mignon <i>Upeneus parvus</i> |
| 2-Aut | Perroquet queue rouge <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 3-Aut | Sarde à queue jaune <i>Ocyurus chrysurus</i> |
| 2-Aut | Perroquet rayé <i>Scarus iseri</i> | 3-Aut | Varech (mérou) <i>Alphestes afer</i> |
| 2-Aut | Perroquet <i>Scarus taeniopterus</i> | 3-Aut | Vivaneau dent-chien <i>Lutjanus apodus</i> |
| 2-Aut | Perroquet <i>Scarus vetula</i> | 3-Aut | Vivaneau gazou <i>Lutjanus synagris</i> |
| 2-Aut | Perroquet <i>Sparisoma radians</i> | 3-Aut | Vivaneau oreille noire <i>Lutjanus buccanella</i> |
| 2-Aut | Perroquet tacheté <i>Sparisoma aurofrenatum</i> | 3-Aut | Vivaneau soie <i>Lutjanus vivanus</i> |
| 2-Aut | Strombe rosé <i>Strombus gigas</i> | 3-Aut | Vivaneau sorbe <i>Lutjanus analis</i> |
| 2-DN | Crabe draguenelle <i>Callinectes larvatus</i> | 4-Aut | Badèche de roche <i>Mycteroperca venenosa</i> |
| 2-DN | Crabe mantou <i>Ucides cordatus</i> | 4-Aut | Badèche gueule jaune <i>Mycteroperca interstitialis</i> |
| 2-DN | Crabes nca <i>Callinectes spp</i> | 4-Aut | Barracuda <i>Sphyraena barracuda</i> |
| 2-DN | Langouste blanche <i>Panulirus argus</i> | 4-Aut | Carangue coubali <i>Caranx cryos</i> |
| 2-DN | Langouste brésilienne <i>Panulirus guttatus</i> | 4-Aut | Carangue gros-yeux <i>Caranx latus</i> |
| 2-DN | Mulet blanc <i>Mugil curema</i> | 4-Aut | Chardin fil <i>Opisthonema oglinum</i> |
| 2-DN | Tilapia <i>Oreochromis mossambicus</i> | 4-Aut | Cigale savate <i>Parribacus antarcticus</i> |
| 3-Aut | Allache <i>Sardinella aurita</i> | 4-Aut | Comète quiaquia <i>Decapterus punctatus</i> |
| 3-Aut | Badèche créole <i>Paranthias furcifer</i> | 4-Aut | Coné ouatalibi (mérou) <i>Cephalopholis fulva</i> |
| 3-Aut | Baliste royal <i>Balistes vetula</i> | 4-Aut | Coryphène commune <i>Coryphaena hippurus</i> |
| 3-Aut | Barbarin blanc <i>Mulloidichthys martinicus</i> | 4-Aut | Gorette tomate <i>Haemulon aurolineatum</i> |
| 3-Aut | Barbarin rouge <i>Pseudupeneus maculatus</i> | 4-Aut | Makaïre bleu <i>Makaira nigricans</i> |
| 3-Aut | Barbure de flaqué <i>Polydactylus virginicus</i> | 4-Aut | Mérou couronné chat <i>Cephalopholis cruentata</i> |
| 3-Aut | Beauclaire de roche <i>Heteropriacanthus cruentatus</i> | 4-Aut | Mérou rayé <i>Epinephelus striatus</i> |
| 3-Aut | Bourse Cabrit <i>Cantherhines macrocerus</i> | 4-Aut | Mérou Varsovie <i>Epinephelus nigritus</i> |
| 3-Aut | Carangue crevalle <i>Caranx hippos</i> | 4-Aut | Musso panache <i>Selene vomer</i> |
| 3-Aut | Chat <i>Halichoeres bivittatus</i> | 4-Aut | Orphie <i>Tylosurus sp.</i> |
| 3-Aut | Coffre polygone <i>Acanthostracion polygonius</i> | 4-Aut | Sapater <i>Chloroscombrus chrysurus</i> |
| 3-Aut | Colas gros yeux <i>Pristipomoides macrourhthalmus</i> | 4-Aut | Sarde <i>Lutjanus mahogoni</i> |
| 3-Aut | Comète maquereau <i>Decapterus macarellus</i> | 4-Aut | Sélar coulirou <i>Selar crumenophthalmus</i> |
| 3-Aut | Demi-bec balaou <i>Hemiramphus balao</i> | 4-Aut | Thazard atlantique <i>Scomberomorus maculatus</i> |
| 3-Aut | Gorette blanche <i>Haemulon plumieri</i> | 4-Aut | Thazard barré <i>Scomberomorus cavalla</i> |
| 3-Aut | Gorette catire <i>Haemulon sciurus</i> | 4-Aut | Thazard franc <i>Scomberomorus regalis</i> |
| 3-Aut | Gorette charbonnier <i>Haemulon carbonarium</i> | 4-Aut | Thon à nageoires noires <i>Thunnus atlanticus</i> |
| 3-Aut | Gorette des vierges <i>Anisotremus virginicus</i> | 4-Aut | Thon jaune <i>Thunnus albacares</i> |
| 3-Aut | Gorette grise <i>Haemulon bonariense</i> | 4-Aut | Vivaneau chien <i>Lutjanus jocu</i> |
| 3-Aut | Gorette jaune <i>Haemulon flavolineatum</i> | 4-Aut | Vivaneau royal <i>Etelis oculatus</i> |
| 3-Aut | Gorette marchand <i>Haemulon parra</i> | 4-Aut | Vivaneau sarde grise <i>Lutjanus griseus</i> |
| | | 4-Aut | Vivaneau ti-yeux <i>Rhomboplites aurorubens</i> |

Annexe 3. Concentration en chlordécone des échantillons collectés en mer autour de la Guadeloupe en 2008

ND : non détecté ; seuil de quantification : 5 µg/kg p.f.

Tri par espèce et par zone

| N°Anal | Espèce | NOM Français | Trph | NbPrelev | Zone | chlordécone en µg/kg pf |
|--------|--------------------------------|-------------------------|-------|----------|------|-------------------------|
| 79 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 9 | 03 | Trace |
| 80 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 8 | 03 | Trace |
| 81 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 12 | 05 | Trace |
| 96 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 10 | 05 | ND |
| 14 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 6 | 10 | ND |
| 15 | <i>Acanthurus bahianus</i> | Chirurgien noir | 2-Aut | 6 | 10 | 14 |
| 154 | <i>Cantherhines macrocerus</i> | Bourse Cabrit | 3-Aut | 4 | 02 | ND |
| 155 | <i>Cantherhines macrocerus</i> | Bourse Cabrit | 3-Aut | 4 | 02 | Trace |
| 151 | <i>Cantherhines macrocerus</i> | Bourse Cabrit | 3-Aut | 4 | 03 | 13,4 |
| 152 | <i>Cantherhines macrocerus</i> | Bourse Cabrit | 3-Aut | 4 | 03 | 10,0 |
| 145 | <i>Cantherhines macrocerus</i> | Bourse Cabrit | 3-Aut | 3 | 06 | ND |
| 146 | <i>Cantherhines macrocerus</i> | Bourse Cabrit | 3-Aut | 3 | 06 | Trace |
| 28 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérour) | 4-Aut | 4 | 02 | 19,0 |
| 74 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérour) | 4-Aut | 5 | 02 | 27,0 |
| 102 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérour) | 4-Aut | 5 | 03 | ND |
| 103 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérour) | 4-Aut | 5 | 03 | 37,0 |
| 97 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérour) | 4-Aut | 6 | 05 | ND |
| 98 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Coné ouatalibi (mérour) | 4-Aut | 6 | 05 | ND |
| 153 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 3 | 11 | ND |
| 157 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 3 | 11 | ND |
| 158 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 3 | 11 | ND |
| 159 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 3 | 11 | ND |
| 160 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 3 | 11 | ND |
| 161 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 3 | 11 | ND |
| 162 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 3 | 11 | ND |
| 163 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 3 | 11 | ND |
| 164 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 3 | 11 | ND |
| 165 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 3 | 11 | 44,0 |
| 166 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 3 | 11 | ND |
| 167 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 4 | 11 | ND |
| 168 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 4 | 11 | ND |
| 169 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 4 | 11 | ND |
| 170 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Coryphène commune | 4-Aut | 4 | 11 | ND |
| 44 | <i>Epinephelus guttatus</i> | Mérou couronné | 3-Aut | 3 | 03 | ND |
| 45 | <i>Epinephelus guttatus</i> | Mérou couronné | 3-Aut | 4 | 03 | 11,0 |
| 156 | <i>Epinephelus guttatus</i> | Mérou couronné | 3-Aut | 5 | 06 | ND |
| 95 | <i>Epinephelus guttatus</i> | Mérou couronné | 3-Aut | 4 | 09 | ND |
| 147 | <i>Epinephelus guttatus</i> | Mérou couronné | 3-Aut | 6 | 09 | ND |
| 5 | <i>Epinephelus guttatus</i> | Mérou couronné | 3-Aut | 3 | 10 | 35,0 |
| 11 | <i>Epinephelus guttatus</i> | Mérou couronné | 3-Aut | 3 | 10 | 41,0 |
| 42 | <i>Epinephelus guttatus</i> | Mérou couronné | 3-Aut | 3 | 10 | ND |
| 43 | <i>Epinephelus guttatus</i> | Mérou couronné | 3-Aut | 4 | 10 | ND |
| 66 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 5 | 03 | Trace |
| 73 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 8 | 03 | 42,0 |
| 120 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 8 | 06 | 47,8 |
| 88 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 5 | 07 | Trace |
| 6 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 4 | 10 | 25,0 |
| 13 | <i>Haemulon plumieri</i> | Gorette blanche | 3-Aut | 4 | 10 | 17,0 |
| 34 | <i>Hemiramphus balao</i> | Demi-bec balaou | 3-Aut | 18 | 02 | ND |
| 35 | <i>Hemiramphus balao</i> | Demi-bec balaou | 3-Aut | 19 | 02 | Trace |
| 36 | <i>Hemiramphus balao</i> | Demi-bec balaou | 3-Aut | 18 | 03 | ND |
| 37 | <i>Hemiramphus balao</i> | Demi-bec balaou | 3-Aut | 18 | 03 | ND |
| 38 | <i>Hemiramphus balao</i> | Demi-bec balaou | 3-Aut | 18 | 05 | ND |
| 39 | <i>Hemiramphus balao</i> | Demi-bec balaou | 3-Aut | 17 | 05 | ND |
| 18 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 10 | 02 | 92,0 |

| N°Anal | Espèce | NOM Français | Trph | NbPrelev | Zone | chlordécone en µg/kg pf |
|--------|----------------------------------|---------------------|-------|----------|------|-------------------------|
| 19 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 10 02 | | 85,0 |
| 75 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 8 03 | | 75,0 |
| 76 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 10 03 | | 70,0 |
| 77 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 9 05 | | 76,0 |
| 78 | <i>Holocentrus rufus</i> | Marignon soldat | 3-Aut | 11 05 | | 65,0 |
| 20 | <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | 3-Aut | 9 02 | | 79,0 |
| 21 | <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | 3-Aut | 9 02 | | 133,0 |
| 30 | <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | 3-Aut | 6 03 | | ND |
| 67 | <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | 3-Aut | 5 03 | | ND |
| 68 | <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | 3-Aut | 5 05 | | 15,0 |
| 69 | <i>Lutjanus synagris</i> | Vivaneau gazou | 3-Aut | 7 05 | | ND |
| 16 | <i>Lutjanus vivanus</i> | Vivaneau soie | 3-Aut | 3 02 | | 21,0 |
| 25 | <i>Lutjanus vivanus</i> | Vivaneau soie | 3-Aut | 3 02 | | Trace |
| 115 | <i>Lutjanus vivanus</i> | Vivaneau soie | 3-Aut | 11 03 | | 24,0 |
| 116 | <i>Lutjanus vivanus</i> | Vivaneau soie | 3-Aut | 5 03 | | 38,5 |
| 117 | <i>Lutjanus vivanus</i> | Vivaneau soie | 3-Aut | 3 06 | | 43,0 |
| 118 | <i>Lutjanus vivanus</i> | Vivaneau soie | 3-Aut | 5 06 | | 84,3 |
| 59 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 4 01 | | Trace |
| 60 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 6 01 | | 13,0 |
| 47 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 6 02 | | 10,0 |
| 48 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 6 02 | | Trace |
| 54 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 7 03 | | ND |
| 55 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 6 03 | | 10,0 |
| 56 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 4 03 | | Trace |
| 57 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 7 03 | | 10,0 |
| 141 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 5 05 | | ND |
| 140 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 5 06 | | Trace |
| 142 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 4 06 | | Trace |
| 150 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 6 06 | | ND |
| 136 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 6 07 | | ND |
| 149 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 5 07 | | ND |
| 148 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 5 08 | | ND |
| 92 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 6 09 | | ND |
| 93 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 5 09 | | ND |
| 94 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 6 09 | | Trace |
| 2 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 5 10 | | ND |
| 29 | <i>Mulloidichthys martinicus</i> | Barbarin blanc | 3-Aut | 7 10 | | Trace |
| 119 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 10 01 | | 36,0 |
| 127 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 4 01 | | 19,3 |
| 17 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 4 02 | | 31,0 |
| 33 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 3 03 | | ND |
| 46 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 5 03 | | 21,0 |
| 53 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 5 03 | | ND |
| 114 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 6 04 | | 29,0 |
| 128 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 3 06 | | Trace |
| 129 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 3 06 | | Trace |
| 130 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 5 06 | | Trace |
| 131 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 5 06 | | Trace |
| 134 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 3 06 | | ND |
| 137 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 4 07 | | ND |
| 135 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 7 08 | | 40,7 |
| 89 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 4 09 | | ND |
| 90 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 7 09 | | ND |
| 91 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 4 09 | | Trace |
| 9 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 3 10 | | 21,0 |
| 31 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 3 10 | | ND |
| 32 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Sarde à queue jaune | 3-Aut | 5 10 | | ND |
| 22 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 01 | | 13,0 |
| 23 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 01 | | 11,0 |
| 27 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 02 | | 18,0 |
| 58 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 02 | | 26,0 |

| N°Anal | Espèce | NOM Français | Trph | NbPrelev | Zone | chlordécone en µg/kg pf |
|--------|--------------------------------|-----------------------|-------|----------|------|-------------------------|
| 70 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 03 | 13,0 |
| 71 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 03 | 16,2 |
| 72 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 03 | 21,0 |
| 107 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 05 | 61,0 |
| 105 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 06 | 59,0 |
| 106 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 06 | 31,0 |
| 133 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 06 | Trace |
| 87 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 07 | ND |
| 132 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 07 | 44,0 |
| 83 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 08 | Trace |
| 84 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 08 | ND |
| 85 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 09 | Trace |
| 86 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 09 | ND |
| 104 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 09 | 30,0 |
| 3 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 10 | Trace |
| 26 | <i>Panulirus argus</i> | Langouste blanche | 2-DN | 3 | 10 | Trace |
| 121 | <i>Scomberomorus regalis</i> | Thazard franc | 4-Aut | 3 | 02 | Trace |
| 122 | <i>Scomberomorus regalis</i> | Thazard franc | 4-Aut | 3 | 02 | Trace |
| 125 | <i>Scomberomorus regalis</i> | Thazard franc | 4-Aut | 3 | 04 | Trace |
| 126 | <i>Scomberomorus regalis</i> | Thazard franc | 4-Aut | 3 | 04 | Trace |
| 123 | <i>Scomberomorus regalis</i> | Thazard franc | 4-Aut | 3 | 05 | 12,0 |
| 124 | <i>Scomberomorus regalis</i> | Thazard franc | 4-Aut | 3 | 05 | Trace |
| 24 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 5 | 01 | Trace |
| 62 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 4 | 03 | ND |
| 63 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 6 | 03 | ND |
| 64 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 4 | 03 | ND |
| 65 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 5 | 03 | ND |
| 110 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 5 | 04 | ND |
| 111 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 5 | 05 | ND |
| 112 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 4 | 05 | Trace |
| 138 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 5 | 06 | ND |
| 139 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 5 | 06 | 17,0 |
| 49 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 3 | 07 | ND |
| 109 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 6 | 07 | ND |
| 108 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 5 | 08 | ND |
| 99 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 3 | 09 | ND |
| 100 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 4 | 09 | ND |
| 101 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 6 | 09 | ND |
| 1 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 4 | 10 | Trace |
| 4 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 4 | 10 | ND |
| 8 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 3 | 10 | ND |
| 12 | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | Perroquet queue rouge | 2-Aut | 4 | 10 | 17,0 |
| 61 | <i>Sparisoma viride</i> | Carpe ventre rouge | 2-Aut | 6 | 03 | Trace |
| 113 | <i>Sparisoma viride</i> | Carpe ventre rouge | 2-Aut | 4 | 03 | Trace |
| 143 | <i>Sparisoma viride</i> | Carpe ventre rouge | 2-Aut | 4 | 05 | ND |
| 144 | <i>Sparisoma viride</i> | Carpe ventre rouge | 2-Aut | 5 | 06 | ND |
| 7 | <i>Sparisoma viride</i> | Carpe ventre rouge | 2-Aut | 3 | 10 | ND |
| 10 | <i>Sparisoma viride</i> | Carpe ventre rouge | 2-Aut | 4 | 10 | ND |
| 40 | <i>Strombus gigas</i> | Strombe rosé | 2-Aut | 3 | 02 | ND |
| 41 | <i>Strombus gigas</i> | Strombe rosé | 2-Aut | 3 | 02 | ND |
| 50 | <i>Strombus gigas</i> | Strombe rosé | 2-Aut | 3 | 03 | ND |
| 51 | <i>Strombus gigas</i> | Strombe rosé | 2-Aut | 3 | 03 | ND |
| 82 | <i>Strombus gigas</i> | Strombe rosé | 2-Aut | 3 | 05 | ND |
| 52 | <i>Strombus gigas</i> | Strombe rosé | 2-Aut | 3 | 06 | ND |
| 175 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | 1 | 04 | ND |
| 176 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | 1 | 04 | ND |
| 173 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | 1 | 05 | ND |
| 174 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | 1 | 05 | ND |
| 171 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | 1 | 06 | ND |
| 172 | <i>Tripneustes ventricosus</i> | Oursin blanc | 2-Aut | 1 | 06 | ND |

Annexe 4. Concentration en chlordécone des échantillons collectés sur les marchés de la Guadeloupe en 2008 (espèces marines)

'Localisation carte' renvoie à la Fig. 21. ND : non détecté ; seuil de quantification : 5 µg/kg p.f.

Tri par espèce

| N° DSV | Espèce/groupe taxinomique | Nom de marché | Localisation carte | Chlordécone en µg/kg pf |
|-----------|--------------------------------|------------------|-----------------------|----------------------------|
| 292 | | Delbonette | A | 8 |
| 322 | | Parapelle | K | Présence |
| 317 | <i>Acanthuridae</i> | Chirurgien | I | ND |
| 298 | <i>Acanthuridae</i> | Chirurgien | D | 41,3 |
| 282 | <i>Acanthuridae</i> | Chirurgien | F | ND |
| 280 | <i>Acanthuridae</i> | Chirurgien | B | 87 |
| 293 | <i>Carangidae</i> | Carangue | A | 10 |
| 331 | <i>Carangidae</i> | Carangue | L | Présence |
| 310 | <i>Carangidae</i> | Carangue | C | ND |
| 330 | <i>Carangidae</i> | Carangue | L | 103 |
| 86 | <i>Cardisoma Guanhumi</i> | Crabe de terre | | ND |
| 185 | <i>Cardisoma Guanhumi</i> | Crabe de terre | | ND |
| 184 | <i>Cardisoma Guanhumi</i> | Crabe de terre | | ND |
| 89 | <i>Cardisoma Guanhumi</i> | Crabe de terre | | ND |
| 87 | <i>Cardisoma Guanhumi</i> | Crabe de terre | | ND |
| 186 | <i>Cardisoma Guanhumi</i> | Crabe de terre | | ND |
| 88 | <i>Cardisoma Guanhumi</i> | Crabe de terre | | Présence |
| 325 | <i>Centropomus undecimalis</i> | Brochet | K | Présence |
| 309 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Tanche | C | ND |
| 279 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Tanche | B | 29 |
| 285 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Tanche | F | ND |
| 299 | <i>Cephalopholis fulva</i> | Tanche | D | ND |
| 272 | <i>Clupeidae (pro parte)</i> | Cai Cai | E | 309 |
| 328 | <i>Coryphaena hippurus</i> | Dorade coryphène | L | ND |
| 296 | <i>Decapoda: Eubrachyura</i> | Crabe | D | ND |
| 326 | <i>Decapoda: Eubrachyura</i> | Crabe | K | 41 |
| 327 | <i>Decapoda: Eubrachyura</i> | Crabe | K | 45 |
| 314 | <i>Epinephelus guttatus</i> | Gde Gueule | I | ND |
| 302 | <i>Epinephelus guttatus</i> | Gde Gueule | D | ND |
| 324 | <i>Gerreidae</i> | Blanche | K | Présence |
| 323 | <i>Gerreidae</i> | Blanche | K | 13 |
| 319 | <i>Haemulidae</i> | Gorette | J | 10 |
| 316 | <i>Haemulidae</i> | Gorette | I | ND |
| 304 | <i>Haemulidae</i> | Gorette | D | ND |
| 278 | <i>Haemulidae</i> | Gorette | B | 18 |
| 311 | <i>Holocentridae</i> | Cardinal | C | ND |
| 301 | <i>Holocentridae</i> | Cardinal | D | 10 |
| 284 | <i>Holocentridae</i> | Cardinal | F | ND |
| 276 | <i>Holocentridae</i> | Cardinal | B | 284 |
| 320 | <i>Holocentridae</i> | Cardinal | J | Présence |
| 312 | <i>Holocentridae</i> | Cardinal | I | ND |
| 315 | <i>Lutjanidae</i> | Pague | I | ND |
| 308 | <i>Lutjanidae</i> | Vivaneau | C | ND |
| 294 | <i>Lutjanus synagris</i> | Pagette | A | 10 |
| 297 | <i>Majidae</i> | Araignée | D | ND |
| 307 | <i>Mullidae</i> | Barbarin | C | ND |
| 291 | <i>Mullidae</i> | Barbarin | A | 13 |
| 274 | <i>Mullidae</i> | Barbarin | B | 25 |
| 300 | <i>Mullidae</i> | Barbarin | D | ND |
| 305 | <i>Myripristis jacobus</i> | Monbins | D | 10 |
| 281 | <i>Myripristis jacobus</i> | Monbins | B | 53 |
| 286 | <i>Octopus spp</i> | Chatrou | F | ND |
| 321 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Colas | J | Présence |

| N° DSV | Espèce/groupe taxinomique | Nom de marché | Localisation carte | Chlordécone en µg/kg pf |
|-----------|------------------------------|-----------------------------|-----------------------|----------------------------|
| 290 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Colas | A | 10 |
| 275 | <i>Ocyurus chrysurus</i> | Colas | B | 23 |
| 295 | <i>Ostraciidae</i> | Coffre | D | 24 |
| 318 | <i>Scaridae</i> | Perroquet | J | Présence |
| 288 | <i>Scaridae</i> | Perroquet | G | ND |
| 273 | <i>Scaridae</i> | Perroquet | E | 14 |
| 313 | <i>Scaridae</i> | Perroquet | I | ND |
| 306 | <i>Scaridae</i> | Perroquet | C | ND |
| 303 | <i>Scaridae</i> | Perroquet | D | Présence |
| 277 | <i>Scaridae</i> | Perroquet | B | 22 |
| 283 | <i>Scaridae</i> | Perroquet | F | ND |
| 187 | <i>Sciaenops ocellatus</i> | Ombrine (Loup des Caraïbes) | | ND |
| 329 | <i>Scombridae</i> | Thazard | L | ND |
| 287 | <i>Strombus gigas</i> | Lambi | F | ND |
| 289 | <i>Strombus gigas</i> | Lambi | H | ND |

Annexe 5. Concentrations en métaux des échantillons de chair de poissons, crustacés et mollusques prélevés autour de la Martinique en avril-mai 2008

Unités : en mg/kg p.f., sauf Ag* en µg/g p.f.

| N° échant | Nom vernaculaire | Nom scientifique | Zone Mat. sèche | Ag* | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn |
|-----------|----------------------------|--------------------------------|-----------------|------|------|--------|-------|-------|-------|-------|-------------|
| A-001 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 01 | 17,9 | 0,5 | 0,0042 | 0,023 | 0,26 | 0,142 | 0,019 | 0,002 |
| A-002 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 01 | 26,7 | 21,4 | 0,0335 | 0,013 | 13,50 | 0,088 | 0,032 | 0,013 |
| A-003 | Tilapia du Mozambique | <i>Oreochromis mossambicus</i> | 01 | 18,8 | 0,6 | 0,0014 | 0,006 | 0,24 | 0,011 | 0,019 | 0,008 |
| A-004 | Chirurgien noir | <i>Acanthurus bahianus</i> | 01 | 21,0 | 5,5 | 0,0020 | 0,008 | 0,42 | 0,010 | 0,035 | 0,020 |
| A-005 | Barracuda | <i>Sphyraena barracuda</i> | 02 | 22,7 | 1,1 | 0,0011 | 0,009 | 0,23 | 0,392 | 0,006 | 0,001 |
| A-006 | Langouste brésilienne | <i>Panulirus guttatus</i> | 03 | 22,9 | 40,2 | 0,0546 | 0,007 | 13,37 | 0,044 | 0,045 | 0,012 |
| A-007 | Chirurgien noir | <i>Acanthurus bahianus</i> | 02 | 21,7 | 2,5 | 0,0013 | 0,007 | 0,21 | 0,010 | 0,007 | 0,006 |
| A-008 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 02 | 21,5 | 1,6 | 0,0006 | 0,006 | 0,24 | 0,059 | 0,006 | 0,002 |
| A-009 | Langouste brésilienne | <i>Panulirus guttatus</i> | 00 | 23,2 | 19,9 | 0,0343 | 0,012 | 14,51 | 0,029 | 0,031 | 0,009 |
| A-010 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 00 | 20,8 | 2,3 | 0,0010 | 0,212 | 0,30 | 0,043 | 0,095 | 0,003 |
| A-011 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 02 | 20,7 | 0,6 | 0,0005 | 0,006 | 0,24 | 0,060 | 0,006 | 0,001 |
| A-012 | Chirurgien noir | <i>Acanthurus bahianus</i> | 03 | 20,3 | 0,6 | 0,0010 | 0,006 | 0,15 | 0,006 | 0,012 | 0,006 |
| A-013 | Langouste brésilienne | <i>Panulirus guttatus</i> | 00 | 21,6 | 35,9 | 0,0481 | 0,011 | 16,67 | 0,043 | 0,036 | 0,039 |
| A-014 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 00 | 25,5 | 80,1 | 0,0342 | 0,003 | 16,77 | 0,007 | 0,028 | 0,006 |
| A-015 | Chirurgien noir | <i>Acanthurus bahianus</i> | 03 | 20,9 | 0,6 | 0,0008 | 0,178 | 0,21 | 0,003 | 0,083 | 0,005 |
| A-016 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 02 | 25,5 | 0,8 | 0,0013 | 0,008 | 0,28 | 0,110 | 0,027 | 0,009 |
| A-018 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 02 | 23,4 | 6,9 | 0,0069 | 0,019 | 12,01 | 0,025 | 0,024 | 0,003 |
| A-019 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 02 | 24,9 | 28,7 | 0,0225 | 0,007 | 15,05 | 0,027 | 0,058 | 0,003 |
| A-020 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 03 | 22,5 | 0,7 | 0,0009 | 0,016 | 0,23 | 0,014 | 0,016 | 0,001 |
| A-021 | Chirurgien noir | <i>Acanthurus bahianus</i> | 03 | 20,1 | 0,6 | 0,0020 | 0,008 | 0,17 | 0,005 | 0,023 | 0,007 |
| A-022 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 03 | 21,6 | 0,6 | 0,0014 | 0,065 | 0,15 | 0,006 | 0,033 | 0,004 |
| A-023 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 02 | 22,7 | 19,5 | 0,0189 | 0,014 | 12,57 | 0,026 | 0,043 | 0,002 |
| A-024 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 03 | 20,4 | 0,8 | 0,0006 | 0,323 | 0,15 | 0,006 | 0,017 | 0,002 |
| A-025 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 02 | 21,3 | 0,6 | 0,0006 | 0,370 | 0,18 | 0,008 | 0,245 | 0,001 |
| A-026 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 02 | 21,6 | 0,6 | 0,0005 | 0,006 | 0,23 | 0,010 | 0,010 | 0,003 |
| A-027 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 02 | 22,3 | 0,7 | 0,0007 | 0,007 | 0,17 | 0,009 | 0,005 | 0,001 |
| A-028 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 02 | 21,4 | 0,6 | 0,0006 | 0,009 | 0,14 | 0,009 | 0,026 | 0,001 |
| A-029 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 03 | 24,6 | 0,7 | 0,0039 | 0,017 | 0,25 | 0,067 | 0,065 | 0,006 |
| A-030 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 00 | 23,0 | 0,7 | 0,0017 | 0,011 | 0,25 | 0,081 | 0,035 | 0,008 |
| A-031 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 03 | 21,3 | 0,6 | 0,0008 | 0,026 | 0,15 | 0,010 | 0,003 | 0,001 |
| A-032 | Mulet blanc | <i>Mugil curema</i> | 04 | 24,1 | 1,2 | 0,0007 | 0,014 | 0,57 | 0,009 | 0,010 | 0,001 |
| A-033 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 02 | 28,0 | 0,8 | 0,0008 | 0,008 | 0,50 | 0,075 | 0,026 | 0,007 |
| A-034 | Oursin blanc | <i>Tripneustes ventricosus</i> | 02 | 12,3 | 2,5 | 0,0883 | 0,184 | 0,77 | 0,003 | 0,241 | 0,086 |
| A-035 | Thazard barré | <i>Scomberomorus cavalla</i> | 04 | 23,9 | 0,7 | 0,0020 | 0,005 | 0,21 | 0,554 | 0,008 | 0,003 |
| A-036 | Strombe rosé | <i>Strombus gigas</i> | 03 | 22,1 | 29,4 | 0,2690 | 0,388 | 3,90 | 0,014 | 0,657 | 0,015 |
| A-037 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 04 | 20,6 | 0,6 | 0,0006 | 0,244 | 0,13 | 0,008 | 0,202 | 0,002 |
| A-038 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 04 | 20,8 | 0,6 | 0,0096 | 0,008 | 0,31 | 0,056 | 0,019 | 0,004 |
| A-039 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 04 | 23,0 | 0,8 | 0,0007 | 0,007 | 0,16 | 0,008 | 0,018 | 0,004 |
| A-040 | Tilapia du Mozambique | <i>Oreochromis mossambicus</i> | 04 | 20,8 | 0,6 | 0,0006 | 0,035 | 0,14 | 0,020 | 0,012 | 0,001 |
| A-041 | Huître plate de palétuvier | <i>Isognomon alatus</i> | 04 | 14,5 | 2,2 | 0,0305 | 0,052 | 1,80 | 0,014 | 0,135 | 0,022 383,9 |

| N° échant | Nom vernaculaire | Nom scientifique | Zone Mat. sèche | Ag* | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn |
|-----------|----------------------------|--------------------------------|-----------------|------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|
| A-042 | Huître plate de palétuvier | <i>Isognomon alatus</i> | 04 | 17,5 | 2,6 | 0,0394 | 0,063 | 1,94 | 0,012 | 0,151 | 0,041 |
| A-043 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 04 | 23,4 | 109,4 | 0,0506 | 0,042 | 19,53 | 0,029 | 0,029 | 0,009 |
| A-044 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 04 | 21,7 | 1,0 | 0,0010 | 0,007 | 0,19 | 0,060 | 0,004 | 0,004 |
| A-045 | Perroquet queue rouge | <i>Spalisoma chrysopterum</i> | 04 | 21,4 | 0,6 | 0,0006 | 0,028 | 0,37 | 0,005 | 0,044 | 0,006 |
| A-046 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 04 | 23,8 | 22,9 | 0,0171 | 0,007 | 6,80 | 0,031 | 0,019 | 0,005 |
| A-047 | Perroquet queue rouge | <i>Spalisoma chrysopterum</i> | 04 | 21,3 | 0,6 | 0,0006 | 0,068 | 0,13 | 0,005 | 0,027 | 0,001 |
| A-049 | Oursin blanc | <i>Tripneustes ventricosus</i> | 04 | 14,7 | 4,1 | 0,0326 | 0,182 | 0,40 | 0,004 | 0,350 | 0,039 |
| A-050 | Oursin blanc | <i>Tripneustes ventricosus</i> | 04 | 16,9 | 2,2 | 0,1006 | 0,361 | 0,37 | 0,005 | 0,309 | 0,037 |
| A-051 | Thazard barré | <i>Scomberomorus cavalla</i> | 03 | 23,0 | 0,7 | 0,0007 | 0,021 | 0,28 | 0,126 | 0,007 | 0,014 |
| A-052 | Thazard barré | <i>Scomberomorus cavalla</i> | 03 | 24,3 | 1,2 | 0,0019 | 0,041 | 0,24 | 0,449 | 0,025 | 0,004 |
| A-053 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 04 | 25,3 | 38,0 | 0,0814 | 0,025 | 10,08 | 0,023 | 0,023 | 0,003 |
| A-054 | Oursin blanc | <i>Tripneustes ventricosus</i> | 02 | 16,5 | 1,9 | 0,2077 | 0,265 | 0,66 | 0,009 | 0,333 | 0,089 |
| A-055 | Mulet blanc | <i>Mugil curema</i> | 08 | 23,0 | 0,7 | 0,0006 | 0,021 | 0,29 | 0,025 | 0,043 | 0,005 |
| A-056 | Mulet blanc | <i>Mugil curema</i> | 08 | 24,0 | 0,7 | 0,0007 | 0,074 | 0,44 | 0,009 | 0,034 | 0,009 |
| A-057 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 05 | 20,5 | 0,6 | 0,0010 | 0,006 | 0,13 | 0,039 | 0,018 | 0,001 |
| A-058 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 05 | 21,9 | 0,7 | 0,0017 | 0,007 | 0,20 | 0,030 | 0,010 | 0,002 |
| A-059 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 05 | 22,2 | 0,7 | 0,0017 | 0,009 | 0,27 | 0,030 | 0,007 | 0,001 |
| A-060 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 01 | 22,7 | 235,3 | 0,3548 | 0,011 | 67,43 | 0,131 | 0,116 | 0,006 |
| A-061 | Crabe de terre | <i>Cardisoma guanhumi</i> | 04 | 18,2 | 6,1 | 0,0032 | 0,086 | 13,46 | 0,009 | 0,069 | 0,084 |
| A-062 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 05 | 21,3 | 0,8 | 0,0021 | 0,021 | 0,18 | 0,031 | 0,018 | 0,001 |
| A-063 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 06 | 23,4 | 1,4 | 0,0023 | 0,012 | 0,34 | 0,083 | 0,047 | 0,012 |
| A-064 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 06 | 23,9 | 0,9 | 0,0009 | 0,062 | 0,30 | 0,027 | 0,006 | 0,002 |
| A-065 | Perroquet queue rouge | <i>Spalisoma chrysopterum</i> | 06 | 21,1 | 0,6 | 0,0006 | 0,006 | 0,17 | 0,008 | 0,002 | 0,004 |
| A-066 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 06 | 24,9 | 0,7 | 0,0016 | 0,067 | 0,30 | 0,066 | 0,066 | 0,005 |
| A-067 | Perroquet queue rouge | <i>Spalisoma chrysopterum</i> | 06 | 20,9 | 0,6 | 0,0006 | 0,008 | 0,16 | 0,010 | 0,002 | 0,001 |
| A-068 | Crabe de terre | <i>Cardisoma guanhumi</i> | 07 | 19,7 | 3,4 | 0,0027 | 0,120 | 10,79 | 0,006 | 0,068 | 0,351 |
| A-070 | Perroquet queue rouge | <i>Spalisoma chrysopterum</i> | 07 | 21,6 | 0,6 | 0,0006 | 0,006 | 0,23 | 0,009 | 0,009 | 0,005 |
| A-071 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 07 | 21,7 | 0,8 | 0,0014 | 0,013 | 0,23 | 0,071 | 0,050 | 0,011 |
| A-072 | Huître plate de palétuvier | <i>Isognomon alatus</i> | 07 | 20,3 | 130,4 | 0,0333 | 0,030 | 1,59 | 0,013 | 0,072 | 0,068 |
| A-073 | Tilapia du Mozambique | <i>Oreochromis mossambicus</i> | 07 | 18,5 | 1,2 | 0,0005 | 0,011 | 0,17 | 0,012 | 0,008 | 0,003 |
| A-074 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 07 | 23,4 | 0,7 | 0,0012 | 0,012 | 0,34 | 0,073 | 0,059 | 0,010 |
| A-075 | Oursin blanc | <i>Tripneustes ventricosus</i> | 07 | 24,4 | 5,7 | 0,0309 | 0,346 | 1,12 | 0,004 | 1,543 | 0,204 |
| A-076 | Oursin blanc | <i>Tripneustes ventricosus</i> | 07 | 21,2 | 2,3 | 0,0800 | 0,119 | 0,60 | 0,006 | 0,363 | 0,039 |
| A-077 | Perroquet queue rouge | <i>Spalisoma chrysopterum</i> | 07 | 21,8 | 0,7 | 0,0007 | 0,007 | 0,23 | 0,007 | 0,007 | 0,003 |
| A-078 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 07 | 24,0 | 0,7 | 0,0012 | 0,007 | 0,22 | 0,106 | 0,037 | 0,010 |
| A-079 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 07 | 21,5 | 0,6 | 0,0006 | 0,006 | 0,19 | 0,034 | 0,011 | 0,002 |
| A-080 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 07 | 25,4 | 0,8 | 0,0016 | 0,015 | 0,27 | 0,043 | 0,039 | 0,005 |
| A-081 | Tilapia du Mozambique | <i>Oreochromis mossambicus</i> | 07 | 22,4 | 0,8 | 0,0007 | 0,007 | 0,25 | 0,020 | 0,008 | 0,006 |
| A-082 | Perroquet queue rouge | <i>Spalisoma chrysopterum</i> | 07 | 22,1 | 0,7 | 0,0007 | 0,007 | 0,30 | 0,006 | 0,006 | 2,7 |
| A-083 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 07 | 23,3 | 1,9 | 0,0021 | 0,026 | 0,29 | 0,059 | 0,025 | 0,003 |
| A-084 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 08 | 22,2 | 87,6 | 0,1193 | 0,013 | 19,86 | 0,031 | 0,014 | 0,002 |
| A-085 | Demi-bec balaou | <i>Hemiramphus balao</i> | 08 | 24,7 | 0,7 | 0,0201 | 0,114 | 0,73 | 0,015 | 0,053 | 0,003 |
| A-086 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 08 | 24,6 | 42,9 | 0,0660 | 0,010 | 10,85 | 0,077 | 0,028 | 0,002 |
| A-087 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 08 | 23,1 | 66,2 | 0,1625 | 0,007 | 15,49 | 0,055 | 0,016 | 0,005 |

| N° échant | Nom vernaculaire | Nom scientifique | Zone Mat. sèche | Ag* | Cd | Cr | Cu | Hg | Ni | Pb | Zn |
|-----------|-----------------------|-----------------------------------|--------------------|------|------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|
| A-088 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 08 | 26,0 | 76,0 | 0,0809 | 0,021 | 17,51 | 0,035 | 0,045 | 0,007 |
| A-089 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 08 | 22,9 | 51,9 | 0,2442 | 0,007 | 16,97 | 0,030 | 0,034 | 0,008 |
| A-090 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 08 | 21,8 | 33,2 | 0,0450 | 0,011 | 15,18 | 0,032 | 0,016 | 0,003 |
| A-091 | Chirurgien noir | <i>Acanthurus bahianus</i> | 09 | 20,7 | 0,8 | 0,0015 | 0,008 | 0,23 | 0,003 | 0,024 | 0,086 |
| A-092 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 09 | 22,7 | 0,7 | 0,0022 | 0,009 | 0,22 | 0,032 | 0,009 | 0,002 |
| A-093 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 09 | 21,1 | 2,1 | 0,0029 | 0,025 | 0,26 | 0,035 | 0,011 | 0,001 |
| A-094 | Chirurgien noir | <i>Acanthurus bahianus</i> | 09 | 21,4 | 2,2 | 0,0014 | 0,210 | 0,24 | 0,005 | 0,120 | 0,029 |
| A-095 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 09 | 19,7 | 0,6 | 0,0024 | 0,024 | 0,19 | 0,022 | 0,008 | 0,002 |
| A-096 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 09 | 20,3 | 0,6 | 0,0006 | 0,590 | 0,20 | 0,003 | 0,279 | 0,004 |
| A-097 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 09 | 21,2 | 1,6 | 0,0008 | 0,011 | 0,18 | 0,012 | 0,011 | 0,006 |
| A-098 | Chirurgien noir | <i>Acanthurus bahianus</i> | 09 | 21,7 | 1,4 | 0,0016 | 0,024 | 0,16 | 0,005 | 0,091 | 0,021 |
| A-099 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 09 | 22,4 | 1,1 | 0,0007 | 0,355 | 0,22 | 0,008 | 0,077 | 0,001 |
| A-100 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 09 | 22,1 | 0,7 | 0,0014 | 0,018 | 0,20 | 0,034 | 0,021 | 0,003 |
| A-101 | Sélar coulirou | <i>Selar crumenophthalmus</i> | 08 | 22,5 | 0,6 | 0,0121 | 0,009 | 1,38 | 0,030 | 0,032 | 0,005 |
| A-102 | Chirurgien noir | <i>Acanthurus bahianus</i> | 09 | 20,3 | 0,6 | 0,0063 | 0,012 | 0,23 | 0,006 | 0,040 | 0,067 |

Annexe 6. Concentrations en arsenic et en organostanniques des échantillons de chair de poissons, crustacés et mollusques prélevés autour de la Martinique en avril-mai 2008

As en mg/kg p.s. ; -BT en µg/kg p.s.

| N° échant | Zone | Nom vernaculaire | Nom scientifique | Trph | As total | As minéral | MBT | DBT | TBT |
|--------------|------|----------------------------|--------------------------------|-------|--------------|---------------|------|------|------|
| A-001 | 1 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 3-Aut | 0,57 < 0,5 | | | | |
| A-002 | 1 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 2-DN | 54,00 < 0,5 | | | | |
| A-008 | 2 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 3-Aut | 0,77 < 0,5 | | | | |
| A-010 | 0 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 3-Aut | 1,10 < 0,5 | | | | |
| A-014 | 0 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 2-DN | 30,00 < 0,5 | | | | |
| A-015 | 3 | Chirurgien noir | <i>Acanthurus bahianus</i> | 2-Aut | < 0,50 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-016 | 2 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 3-Aut | 1,70 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-018 | 2 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 2-DN | 15,00 < 0,5 | | | | |
| A-019 | 2 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 2-DN | 11,00 < 0,5 | | | | |
| A-020 | 3 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 2-Aut | 3,60 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-021 | 3 | Chirurgien noir | <i>Acanthurus bahianus</i> | 2-Aut | 0,25 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-022 | 3 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 2-Aut | 0,92 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-023 | 2 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 2-DN | 13,00 < 0,5 | | | | |
| A-026 | 2 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 2-Aut | 0,63 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-027 | 2 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 2-Aut | 1,10 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-028 | 2 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 2-Aut | 0,65 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-029 | 3 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 3-Aut | 6,80 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-030 | 0 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 3-Aut | 3,80 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-033 | 2 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 3-Aut | 1,80 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-038 | 4 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 3-Aut | 1,90 < 0,5 | | | | |
| A-041 | 4 | Huître plate de palétuvier | <i>Isognomon alatus</i> | 2-Aut | 4,00 < 0,5 | | < 10 | 12 | 190 |
| A-044 | 4 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 3-Aut | < 0,50 < 0,5 | | | | |
| A-046 | 4 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 2-DN | 75,00 < 0,5 | | | | |
| A-051 | 3 | Thazard barré | <i>Scomberomorus cavalla</i> | 4-Aut | 2,10 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-053 | 4 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 2-DN | 21,00 < 0,5 | | | | |
| A-055 | 8 | Mulet blanc | <i>Mugil curema</i> | 2-DN | 0,57 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-056 | 8 | Mulet blanc | <i>Mugil curema</i> | 2-DN | 0,25 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-058 | 5 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 3-Aut | 0,85 < 0,5 | | | | |
| A-059 | 5 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 3-Aut | 0,56 < 0,5 | | | | |
| A-064 | 6 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 3-Aut | 0,53 < 0,5 | | | | |
| A-068 | 7 | Crabe de terre | <i>Cardisoma guanhumi</i> | 2-Aut | 0,25 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-070 | 7 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 2-Aut | 1,50 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-072 | 7 | Huître plate de palétuvier | <i>Isognomon alatus</i> | 2-Aut | 3,50 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-073 | 7 | Tilapia du Mozambique | <i>Oreochromis mossambicus</i> | 2-DN | 1,30 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-074 | 7 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 3-Aut | 7,40 < 0,5 | | < 10 | < 10 | 200 |
| A-077 | 7 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 2-Aut | 3,60 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-078 | 7 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 3-Aut | 5,80 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-079 | 7 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 3-Aut | 0,61 < 0,5 | | | | |
| A-080 | 7 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 3-Aut | 0,54 < 0,5 | | | | |
| A-081 | 7 | Tilapia du Mozambique | <i>Oreochromis mossambicus</i> | 2-DN | 0,55 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-082 | 7 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 2-Aut | 0,25 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-083 | 7 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 3-Aut | 4,60 < 0,5 | | < 10 | < 10 | < 10 |
| A-084 | 8 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 2-DN | 65,00 < 0,5 | | | | |
| A-086 | 8 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 2-DN | 79,00 < 0,5 | | | | |
| A-087 | 8 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 2-DN | 18,00 < 0,5 | | | | |
| A-088 | 8 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 2-DN | 79,00 < 0,5 | | | | |
| A-089 | 8 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 2-DN | 48,00 < 0,5 | | | | |
| A-090 | 8 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 2-DN | 39,00 < 0,5 | | | | |

| N° échant | Zone | Nom vernaculaire | Nom scientifique | Trph | As total | As minéral | MBT | DBT | TBT |
|-----------|------|---------------------|--------------------------|-------|----------|------------|-----|-----|-----|
| A-092 | 9 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 3-Aut | 1,30 | < 0,5 | | | |
| A-093 | 9 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 3-Aut | 0,52 | < 0,5 | | | |

Annexe 7. Molécules de composés organiques persistants recherchées dans la présente étude

| PCB Polychlorobiphényle | PCDD/PCDF |
|--|---|
| PCB indicateurs | PCDD Polychloro dibenzo p. dioxines |
| PCB28 244' tri - chlorobiphényle | 2378 - tetra CDD |
| PCB52 22'55' tétra - | 12378 - penta CDD |
| PCB101 22'455' penta - | 123478 - hexa CDD |
| PCB118 23'44'5 penta - | 123678 - hexa CDD |
| PCB138 22'3 '44'5 hexa - | 123789 - hexa CDD |
| PCB153 22'44'55' hexa - | 1234678 – hepta CDD |
| PCB180 22'344'55' hepta - | OCDD Octa-chloro DD |
| PCB de type dioxine | PCDD Polychloro dibenzo furannes |
| PCB77 33'44' tétra - chlorobiphényle | 2378 - TCDF |
| PCB81 344'5 tétra - | 12378 - PCDF |
| PCB105 233'44' penta - | 23478 - PCDF |
| PCB114 2344'5 penta - | 123478 - HxCDF |
| PCB123 2344'5 penta - | 123678 - HxCDF |
| PCB126 2'344'5 penta - | 234678 - HxCDF |
| PCB156 233'44'5 hexa - | 123789 - HxCDF |
| PCB157 2'33'44'5 hexa - | 1234678 - HpCDF |
| PCB167 2'344'55' hexa - | 1234678 - HpCDF |
| PCB169 33'44'55' hexa - | 1234789 - HpCDF |
| PCB189 233'44'55' hepta - | OCDF |
| PBDE polybromo diphenyle éther | Pesticides |
| BDE 17 2,2',4-tri-BDE (tri Bromo diphenyle ether) | 24' DDD Endosulfan sulfate |
| BDE 28 2,4,4'-tri-BDE | 24'DDE Endrine |
| BDE 71 2,3',4',6- tétra BDE | 24'DDT HCB (hexachlorobenzène) |
| BDE 47 2,2',4,4'-tétra BDE | 44' DDD HCH alpha |
| BDE 66 2,3',4,4'- tétra BDE | 44'DDE HCH béta |
| BDE 100 2,2',4,4',6- penta BDE | 44' DDT HCH delta |
| BDE 99 2,2',4,4',5- penta BDE | Alachlore HCH gamma (Lindane) |
| BDE 85 2,2',3,4,4'- penta BDE | Aldrine Heptachlore |
| BDE154 2,2',4,4',5,6'- hexa BDE | Chlordane cis (alpha) Heptachlore epoxyde exo |
| BDE153 2,2',4,4',5,5'- hexa BDE | Chlordane trans (gamma) Isodrin |
| BDE138 2,2',3,4,4',5'- hexa BDE | Dicofol Nitrofen |
| BDE183 2,2',3,4,4',5',6- hepta BDE | Dieldrine Nonachlor |
| BDE190 2,3,3',4,4',5,6- hepta BDE | Endosulfan alphabéta Oxychlordane |
| BDE203 2,2',3,4,4',5,5',6-octa BDE | Endosulfan béta |
| BDE209 Décabromo diphenyle ether | |

Les PCB et les PBDE constituent un groupe de 209 congénères théoriques qui ne sont pas tous présents dans l'environnement. Les composés indicateurs ou marqueurs sont ceux qui sont mesurés dans le cadre des programmes de surveillance.

Les PCB de type dioxine sont ceux qui présentent le mêmes mécanismes de toxicité que les dioxines et auxquels sont attribués des facteurs de toxicité équivalente en dioxine (2378 TCDD).

Comme pour les PCB il existe théoriquement 209 PBDE dont très peu ont présents dans l'environnement. Les BDE prioritaires sont les PBDE 28, 47, 99, 100, 154, 153, 183 et 209.

Près d'un trentaine de pesticides ont été recherchés dans la chair d'organismes prélevés en Martinique ; aucune de ces molécules n'a été trouvée à des niveaux au dessus du seuil de quantification de 2 µg/kg (p.f.).

Annexe 8. Concentrations en POP dans les poissons, crustacés, mollusques et échinodermes prélevés autour de la Martinique en avril-mai 2008

Unités : PCB (PCB153 et S.7PCB) en ng/kg p.f., dioxines en TEQ ng/kg p.f. et PBDE en ng/kg p.f.

| N° échant | Zone | Nom vernaculaire | Nom scientifique | % H2O | MG, % | PCB 153 | S7 PCBi | PCB 118 | TEQ PCDD/F | TEQ PCB | Total-TEQ 47 | BDE-47 | BDE-209 | SPBDE |
|-----------|------|-----------------------|--------------------------------|-------|-------|---------|---------|---------|------------|---------|--------------|--------|---------|-------|
| A-002 | 01 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 71,9 | 0,37 | 6 | 33 | 4 | 0,015 | 0,007 | 0,022 | 9 | 155 | 171 |
| A-005 | 02 | Barracuda | <i>Sphyraena barracuda</i> | 76,9 | 0,33 | 32 | 82 | 5 | 0,010 | 0,009 | 0,018 | 11 | 96 | 114 |
| A-008 | 02 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 77,9 | 0,32 | 44 | 105 | 10 | 0,014 | 0,017 | 0,031 | 20 | 159 | 188 |
| A-010 | 00 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 74,3 | 0,25 | 55 | 147 | 13 | 0,113 | 0,015 | 0,128 | 23 | 525 | 558 |
| A-014 | 00 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 73,8 | 1,32 | 6 | 30 | 2 | 0,013 | 0,011 | 0,024 | 13 | 110 | 128 |
| A-018 | 02 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 81,2 | 0,28 | 4 | 24 | 2 | 0,013 | 0,006 | 0,019 | 30 | 105 | 146 |
| A-019 | 02 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 68,9 | 0,40 | 10 | 45 | 4 | 0,017 | 0,004 | 0,021 | 18 | 170 | 196 |
| A-020 | 03 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 77,4 | 0,17 | 288 | 810 | 60 | 0,268 | 0,072 | 0,340 | 30 | 786 | 832 |
| A-021 | 03 | Chirurgien noir | <i>Acanthurus bahianus</i> | 77,4 | 0,31 | 4 | 22 | 2 | 0,010 | 0,004 | 0,014 | 8 | 103 | 115 |
| A-022 | 03 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 78,1 | 0,05 | 6 | 23 | 3 | 0,011 | 0,003 | 0,015 | 23 | 464 | 501 |
| A-023 | 02 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 75,2 | 0,44 | 5 | 25 | 2 | 0,020 | 0,008 | 0,028 | 6 | 144 | 153 |
| A-026 | 02 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 67,2 | 0,08 | 561 | 1639 | 106 | 0,074 | 0,053 | 0,127 | 21 | 1063 | 1098 |
| A-027 | 02 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 77,8 | 1,28 | 20 | 58 | 6 | 0,025 | 0,006 | 0,030 | 26 | 88 | 122 |
| A-028 | 02 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 73,6 | 0,08 | 17 | 62 | 6 | 0,045 | 0,008 | 0,053 | 14 | 310 | 336 |
| A-030 | 00 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 74,6 | 3,99 | 144 | 331 | 36 | 0,038 | 0,073 | 0,111 | 28 | 231 | 271 |
| A-031 | 03 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 78,1 | 0,12 | 30 | 76 | 6 | 0,013 | 0,004 | 0,016 | 11 | 1159 | 1186 |
| A-032 | 04 | Mulet blanc | <i>Mugil curema</i> | 75,8 | 1,25 | 807 | 1775 | 138 | 0,035 | 0,135 | 0,171 | 109 | 1927 | 2077 |
| A-034 | 02 | Oursin blanc | <i>Tripneustes ventricosus</i> | 87,1 | 0,50 | 11 | 42 | 4 | 0,015 | 0,006 | 0,021 | 18 | 168 | 192 |
| A-035 | 04 | Thazard barré | <i>Scomberomorus cavalla</i> | 75,6 | 0,32 | 239 | 605 | 22 | 0,013 | 0,049 | 0,062 | 32 | 97 | 154 |
| A-038 | 04 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 62,0 | 0,29 | 25 | 106 | 10 | 0,049 | 0,185 | 0,234 | 53 | 800 | 881 |
| A-039 | 04 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 75,5 | 0,03 | 7 | 34 | 3 | 0,007 | 0,003 | 0,011 | 12 | 497 | 514 |
| A-040 | 04 | Tilapia du Mozambique | <i>Oreochromis mossambicus</i> | 78,3 | 0,66 | 14 | 66 | 9 | 0,008 | 0,008 | 0,016 | 16 | 263 | 286 |
| A-043 | 04 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 75,7 | 0,29 | 3 | 14 | 1 | 0,009 | 0,005 | 0,014 | 17 | 137 | 161 |
| A-044 | 04 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 79,7 | 0,08 | 33 | 85 | 6 | 0,015 | 0,011 | 0,026 | 11 | 94 | 109 |
| A-045 | 04 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 78,6 | 0,02 | 7 | 29 | 3 | 0,010 | 0,008 | 0,018 | 13 | 158 | 177 |
| A-046 | 04 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 75,1 | 1,07 | 3 | 22 | 2 | 0,033 | 0,008 | 0,040 | 13 | 118 | 137 |
| A-047 | 04 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 78,4 | 1,32 | 5 | 23 | 2 | 0,015 | 0,003 | 0,018 | 12 | 274 | 300 |
| A-050 | 04 | Oursin blanc | <i>Tripneustes ventricosus</i> | 84,5 | 2,04 | 65 | 179 | 16 | 0,019 | 0,056 | 0,075 | 42 | 340 | 401 |
| A-055 | 08 | Mulet blanc | <i>Mugil curema</i> | 77,0 | 0,22 | 199 | 477 | 36 | 0,057 | 0,022 | 0,079 | 81 | 158 | 278 |
| A-057 | 05 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 77,8 | 0,45 | 61 | 163 | 13 | 0,010 | 0,010 | 0,020 | 24 | 176 | 213 |
| A-058 | 05 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 78,5 | 0,04 | 43 | 117 | 11 | 0,008 | 0,012 | 0,020 | 26 | 339 | 375 |
| A-059 | 05 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 77,0 | 0,74 | 101 | 258 | 18 | 0,010 | 0,028 | 0,038 | 26 | 160 | 200 |
| A-060 | 01 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 76,3 | 0,05 | 17 | 62 | 5 | 0,018 | 0,009 | 0,027 | 11 | 118 | 135 |
| A-064 | 06 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 76,8 | 1,17 | 341 | 677 | 40 | 0,011 | 0,091 | 0,102 | 24 | 110 | 150 |
| A-068 | 07 | Crabe de terre | <i>Cardisoma guanhumi</i> | 79,8 | 0,10 | 56 | 172 | 39 | 0,136 | 0,039 | 0,176 | 71 | 158 | 281 |
| A-070 | 07 | Perroquet queue rouge | <i>Sparisoma chrysopterum</i> | 78,2 | 0,12 | 119 | 286 | 11 | 0,012 | 0,011 | 0,023 | 7 | 131 | 144 |
| A-073 | 07 | Tilapia du Mozambique | <i>Oreochromis mossambicus</i> | 75,2 | 4,24 | 2381 | 9853 | 1346 | 0,103 | 0,848 | 0,950 | 945 | 153 | 2436 |
| A-078 | 07 | Marignon soldat | <i>Holocentrus rufus</i> | 76,0 | 1,78 | 2967 | 6161 | 269 | 0,076 | 0,349 | 0,425 | 84 | 253 | 369 |
| A-084 | 08 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 77,3 | 0,26 | 9 | 43 | 3 | 0,015 | 0,022 | 0,036 | 8 | 97 | 109 |
| A-088 | 08 | Langouste blanche | <i>Panulirus argus</i> | 83,5 | 0,20 | 2 | 13 | 1 | 0,010 | 0,008 | 0,018 | 2 | 57 | 61 |
| A-093 | 09 | Sarde à queue jaune | <i>Ocyurus chrysurus</i> | 77,8 | 0,14 | 14 | 61 | 4 | 0,011 | 0,006 | 0,017 | 12 | 247 | 273 |

Liste des tableaux

| | |
|--|----|
| Tabl. 1. Principales espèces de poissons démersaux et pélagiques côtiers dans les débarquements de 1987 en Martinique (d'après données de Gobert 1989) | 5 |
| Tabl. 2. Liste des rivières de Martinique dont les sédiments ont été échantillonnés en avril 2008..... | 11 |
| Tabl. 3. Classes de régime alimentaire définies. | 12 |
| Tabl. 4. Groupes trophiques retenus pour la présente analyse. | 13 |
| Tabl. 5. Concentrations en chlordécone relevées dans les sédiments des rivières de la Martinique en 2008. | 15 |
| Tabl. 6. Répartition des échantillons des deux campagnes de Martinique par espèce et type trophique (Trph). | 17 |
| Tabl. 7. Répartition des échantillons des deux campagnes de Martinique par type trophique et par zone. | 17 |
| Tabl. 8. Concentration moyenne en chlordécone des échantillons des deux campagnes de Martinique par type trophique et par zone. | 18 |
| Tabl. 9. Importance relative des groupes d'espèces commerciaux dans la production de la pêche martiniquaise de 1987 (d'après Gobert 1989). | 28 |
| Tabl. 10. Plan d'échantillonnage théorique défini pour la présente étude en Guadeloupe (par espèce et par zone). | 35 |
| Tabl. 11. Nombre d'échantillons constitués par espèce et par zone de Guadeloupe..... | 35 |
| Tabl. 12. Répartition des échantillons autour de la Guadeloupe en 2008 par type trophique. | 36 |
| Tabl. 13. Concentration moyenne en chlordécone des échantillons de la campagne 2008 de Guadeloupe par type trophique et par zone. | 38 |
| Tabl. 14. Propositions de normes de qualité de la chlordécone pour cinq compartiments environnementaux (Ineris, propositions en cours). | 51 |
| Tabl. 15. Performances analytiques pour les métaux dans les organismes (sauf Hg). | 61 |
| Tabl. 16. Concentrations en métaux (rapportées en mg/kg poids sec) des échantillons de sédiment d'embouchure de rivière de Martinique (printemps 2008)..... | 61 |
| Tabl. 17. Valeurs moyennes des concentrations métalliques dans les sédiments d'embouchure de rivière de Martinique (printemps 2008)..... | 62 |
| Tabl. 18. Matrice de corrélation des métaux et des paramètres "normalisateurs" | 63 |
| Tabl. 19. Résultats de l'étude des métaux dans le sédiment : valeurs des écart des concentrations (sédiment sec) par rapport aux valeurs naturelles théoriques. En rouge les couples élément - rivière correspondant à des situations de contamination. | 65 |
| Tabl. 20. Concentrations en métaux dans les organismes (crustacés, échinodermes, mollusques et poissons)..... | 66 |
| Tabl. 21. Concentration moyenne en cadmium dans les organismes par type trophique et par zone (mg/kg chair humide)..... | 68 |
| Tabl. 22. Concentrations moyennes en mercure dans les organismes par type trophique et par zone (mg/kg p.f.) | 69 |
| Tabl. 23. Concentrations moyennes en plomb dans les organismes par type trophique et par zone. (mg/kg p.f.) | 69 |
| Tabl. 24. Concentrations moyennes en cuivre dans les organismes par type trophique et par zone (mg/kg p.f.) | 70 |
| Tabl. 25. Concentrations moyennes en argent dans les organismes par type trophique et par zone ($\mu\text{g}/\text{kg}$ p.f.) | 71 |
| Tabl. 26. Concentrations moyennes en chrome dans les organismes par type trophique et par zone (mg/kg p.f.) | 72 |
| Tabl. 27. Concentrations moyennes en nickel dans les organismes par type trophique et par zone (mg/kg p.f.) | 73 |
| Tabl. 28. Concentrations moyennes en zinc dans les organismes par type trophique et par zone (mg/kg p.f.) | 73 |
| Tabl. 29. Synthèse des mesures des teneurs en arsenic total mesurées dans la chair d'espèces halieutiques du littoral Martiniquais (mg/kg p.s.)..... | 75 |
| Tabl. 30. Facteurs de toxicité équivalente (TEF : <i>toxicity equivalent factors</i>) pour les dioxines (PCDD et PCDF) et les PCB apparentés aux dioxines (Van den Berg <i>et al.</i> 1998; Van den Berg <i>et al.</i> 2006)...80 | 80 |
| Tabl. 31. Concentration en argent dissous dans la baie du Marin | 90 |

Liste des figures

| | |
|--|----|
| Fig. 1. Distribution de la contamination potentielle des sols de la Martinique par la chlordécone (d'après Desprat <i>et al.</i> 2004) | 7 |
| Fig. 2. Délimitation des masses d'eau littorales (à gauche) et répartition du risque écotoxicité littoral (à droite) autour de la Martinique (Diren 2005) | 8 |
| Fig. 3. Zones de référence des masses d'eau littorales de la Martinique considérées pour la présente étude. | 8 |
| Fig. 4. Localisation des stations de prélèvement dans les sédiments des rivières de la Martinique en 2008. | 11 |
| Fig. 5. Distribution de la concentration en chlordécone dans les sédiments des rivières de la Martinique en 2008..... | 16 |
| Fig. 6. Distribution de la concentration en chlordécone des 232 échantillons des deux campagnes de Martinique, par type trophique..... | 19 |
| Fig. 7. Distribution de la concentration en chlordécone dans les échantillons de Martinique par type trophique et par zone | 20 |
| Fig. 8. Répartition des établissements de pisciculture marine de Martinique ayant fait l'objet d'échantillonnages en 2008..... | 25 |
| Fig. 9. Concentration en chlordécone dans les sédiments à l'embouchure des cours d'eau de la Martinique de 2002 à 2008 (en violet 2002, en orange 2007 et en vert 2008)..... | 26 |
| Fig. 10. Distribution de la concentration en chlordécone dans les échantillons d'espèces d'intérêt halieutique collectés en 2002, par type trophique et par zone..... | 26 |
| Fig. 11. Taux d'activité par métier de la flottille de pêche martiniquaise en 1987 et en 2006 (d'après Gobert 1989; SIH 2008a)..... | 27 |
| Fig. 12. Répartition de la production entre les différents métiers pratiqués en Martinique en 1987 (d'après Gobert 1989) et pendant la période 2007-2009 (d'après Linise 2009)..... | 28 |
| Fig. 13. Répartition de la production martiniquaise de pêche des espèces côtières démersales de 1987 par type trophique (d'après Gobert 1991b, a). Définition des codes de type trophique dans le Tabl. 4, les types trophiques de chaque espèce exploitée ayant été établis selon la méthode présentée précédemment. | 29 |
| Fig. 14. Répartition de l'activité de pêche autour de la Martinique par commune d'origine des bateaux (données 1987 ; à gauche par type d'engin, légende des codes d'engin en Fig. 11 ; à droite par type de ressource exploitée, avec DEM : démersaux, PELCOT : pélagiques côtiers, PELLARGE : pélagiques du large) (d'après Gobert 1989). La couleur de fond rappelle les tendances de contamination relevées par zone dans les échantillons (vert : faible à nul, jaune-orange : situation intermédiaire, rose : zones à risque le plus élevé). | 30 |
| Fig. 15. Contamination potentielle des sols de la Guadeloupe par la chlordécone (Tillieut 2007)..... | 33 |
| Fig. 16. Pluviométrie moyenne de la Guadeloupe (Diren 2002)..... | 33 |
| Fig. 17. Typologie des masses d'eau côtières autour de la Guadeloupe (d'après Pareto <i>et al.</i> 2007)..... | 33 |
| Fig. 18. Limites des masses d'eau retenues pour la présente étude..... | 34 |
| Fig. 19. Distribution des concentrations en chlordécone dans les échantillons de faune halieutique autour de la Guadeloupe (campagne DSV 2008, en µg/kg p.f.)..... | 37 |
| Fig. 20. Distribution des concentrations en chlordécone dans les échantillons de faune halieutique autour de la Guadeloupe par type trophique et par zone (campagne DSV 2008)..... | 38 |
| Fig. 21. Résultats des échantillonnages réalisés par la DSV sur des points de vente de Guadeloupe en 2008. Les lettres renvoient au champ 'Localisation' de l'Annexe 4. | 42 |
| Fig. 22. Distribution des concentrations relevées à partir des points de vente de Guadeloupe (toutes espèces et tous sites)..... | 42 |
| Fig. 23. Concentrations en chlordécone relevées dans la faune au cours de la présente étude et formations superficielles des plateaux insulaires de la Guadeloupe et de la Martinique (d'après Augris 2003) .46 | 46 |
| Fig. 24. Distribution de la contamination potentielle des sols et des cours d'eau de Martinique par la chlordécone actualisée en 2008 (d'après Diren 2008)..... | 46 |
| Fig. 25. Localisation des échantillons analysés pour l'étude des contaminants autres que la chlordécone autour de la Martinique en 2008 (à gauche dans les sédiments et dans l'eau à l'embouchure des cours d'eau, à droite en mer dans les organismes vivants). | 55 |
| Fig. 26. Corrélations entre concentrations de divers éléments traces mesurés dans les sédiments et leur teneur en fer..... | 63 |

| | |
|--|----|
| Fig. 27. Représentation des écarts théoriques des teneurs en éléments traces dans les sédiments : exemples du cobalt et du cadmium. | 64 |
| Fig. 28. Fraction résiduelle des éléments chimiques en fonction de la fraction résiduelle d'aluminium.... | 65 |
| Fig. 29. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en cadmium dans la chair de langouste blanche <i>Panulirus argus</i> et de sardine à queue jaune <i>Ocyurus chrysurus</i> | 68 |
| Fig. 30. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en mercure dans la chair de langouste blanche <i>Panulirus argus</i> et de sardine à queue jaune <i>Ocyurus chrysurus</i> | 69 |
| Fig. 31. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en plomb dans la chair de langouste blanche <i>Panulirus argus</i> et de sardine à queue jaune <i>Ocyurus chrysurus</i> | 70 |
| Fig. 32. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en cuivre dans la chair de langouste blanche <i>Panulirus argus</i> et de sardine à queue jaune <i>Ocyurus chrysurus</i> | 71 |
| Fig. 33. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en argent dans la chair de langouste blanche <i>Panulirus argus</i> et de sardine à queue jaune <i>Ocyurus chrysurus</i> | 72 |
| Fig. 34. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en chrome dans la chair de langouste blanche <i>Panulirus argus</i> et de sardine à queue jaune <i>Ocyurus chrysurus</i> | 72 |
| Fig. 35. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en nickel dans la chair de langouste blanche <i>Panulirus argus</i> et de sardine à queue jaune <i>Ocyurus chrysurus</i> | 73 |
| Fig. 36. Effet de la taille et de la zone de capture sur la concentration en zinc dans la chair de langouste blanche <i>Panulirus argus</i> et de sardine à queue jaune <i>Ocyurus chrysurus</i> | 74 |
| Fig. 37. Structure chimique du paraquat. | 77 |
| Fig. 38. Structure chimique des PCB. | 78 |
| Fig. 39. Structures chimiques des PCDD et des PCDF..... | 79 |
| Fig. 40. Structure chimique des PBDE..... | 82 |
| Fig. 41. Profil de contamination en PCB indicateurs dans les poissons et les crustacés..... | 84 |
| Fig. 42. Variation de la contamination en PCB avec le niveau et le mode trophique. | 84 |
| Fig. 43. Variation de la contamination en PCB selon les zones. | 85 |
| Fig. 44. Variation de la contamination en dioxines (PCDD et PCDF) et PCB-DL exprimées en TEQ selon le niveau et le mode trophique. | 85 |
| Fig. 45. Variation de la contamination en dioxines et PCB de type dioxines (PCB-DL) selon les zones...86 | 86 |
| Fig. 46. Variation de la contamination en PBDE selon le niveau et le mode trophique. | 86 |
| Fig. 47. Variation de la contamination par le PBDE47 selon les zones. | 87 |
| Fig. 48. Concentration en argent dans les huîtres <i>Isognomon alatus</i> prélevées en Guadeloupe et en Martinique (moyenne des années 2003-2004). | 89 |
| Fig. 49. Plan d'échantillonnage de l'étude sur l'argent dissous. | 90 |