

RECHERCHES SUR LA CONTAMINATION PAR LES PESTICIDES D'ORGANISMES MARINS DES RÉSEAUX TROPHIQUES RÉCIFAUX DE POLYNÉSIE FRANÇAISE

Bernard SALVAT^{1,2}, Hélène ROCHE³, Philippe BERNY⁴ & François RAMADE³

SUMMARY.— *Researches on the contamination by pesticides of marine organisms within coral reef trophic webs in French Polynesia.*— Researches addressed in this paper have been carried out in the framework of a survey of the pollution levels by pesticides in French Polynesia coral reefs. A ubiquitous contamination has been shown up of critical organisms from various levels of the trophic web. Such a contamination occurs even in remote areas such as for example some atolls from the Tuamotu Archipelago where agricultural activities are very restricted. On one hand, the occurrence of organochlorine insecticides is shown widespread. Especially worrying is our finding of chlordecone (képone®) widely present in all organisms investigated, particularly in fishes, which are commonly consumed by the local inhabitants. Some concerns arise from these data as the average residence time of chlordecone in sediment numbers in thousands of years. On the other hand, analyses have demonstrated a pervasive contamination of coral reefs trophic webs by various major families of herbicides, namely chloroacetamide and triazine derivatives, as well as diuron. These findings are worrying with respect to the coral reefs ecosystems health, especially since their functioning is strongly dependent on the *Symbiodinium* zooxanthellae symbiosis with hermatypic coral, as the *Symbiodinium* Dinoflagellates that have proven especially sensitive to these families of herbicides. These can partially inhibit their photosynthetic activity at concentrations lower than one part per billion in seawater.

RÉSUMÉ.— À la suite des résultats déjà publiés sur la contamination par les pesticides d'organismes de récifs coralliens de Tahiti et de Moorea en Polynésie française, l'objectif de nos investigations a été d'étendre nos connaissances sur une éventuelle contamination dans d'autres îles et sur d'autres espèces. Une contamination ubiquiste de divers organismes majeurs des réseaux trophiques récifaux a été mise en évidence même dans des biotopes reculés comme certains atolls des Tuamotu où les activités agricoles sont très réduites voire inexistantes. La présence d'insecticides organochlorés, en particulier du lindane est quasi permanente. Particulièrement préoccupante est la présence généralisée de chlordécone dans tous les types d'organismes analysés, notamment dans les poissons, qui constituent une part importante de la nourriture des populations locales. Par ailleurs, nos recherches montrent une contamination étendue des organismes des réseaux trophiques récifaux par les herbicides dérivés de l'acide trichloracétique, des dérivés des triazines et par le diuron, une urée substituée. Cette contamination est inquiétante pour la santé future des écosystèmes coralliens et leur fonctionnement, tout particulièrement pour les coraux hermatypiques fortement dépendants de leur symbiose avec les zooxanthelles, Dinoflagellés du genre *Symbiodinium*. Des travaux antérieurs ont, en effet, démontré que leur activité photosynthétique pouvait être partiellement inhibée par des concentrations de ces herbicides dans l'eau de mer, inférieures à la partie par milliard.

¹ USR 3278 CNRS EPHE, Université de Perpignan, Avenue Paul Alduy. F-66860 Perpignan. E-mail : bsalvat@univ-perp.fr

² Laboratoire d'Excellence CORAIL, CRIOBE-EPHE, Moorea, Polynésie française

³ UMR 8079, CNRS, Université Paris Sud, Écologie Systématique et Évolution. F-91405 Orsay. E-mails : helene.roche@u-psud.fr & francois.ramade@u-psud.fr

⁴ Laboratoire de Pharmacie – Toxicologie, VetAgro Sup Campus Vétérinaire de Lyon, 1 Avenue Bourgelat. F-69280 Marcy l'Étoile.

Les résultats des recherches exposés dans cette publication font suite à des travaux préliminaires d'évaluation de la pollution par les pesticides des réseaux trophiques des écosystèmes coralliens dans les collectivités d'outre-mer, recherches développées dans le cadre de l'Initiative Française pour les Récifs Coralliens (IFRECOR) (Roche *et al.*, 2011). Les analyses effectuées sur des prélèvements d'organismes dominants situés à divers niveaux du réseau trophique de récifs de Tahiti et de Moorea ont mis en évidence leur contamination par des pesticides, en particulier par des herbicides ainsi que par divers insecticides organochlorés. De façon inattendue, des niveaux significatifs de chlordécone (képone®) ont été mis en évidence dans les espèces analysées, dont des poissons consommés localement. Ce fait est apparu d'autant plus préoccupant que l'usage de cet insecticide, dont la rémanence dans les sédiments se chiffre en siècles voire en millénaires, n'aurait jamais été officiellement homologué en Polynésie française. Les résultats de ces premières investigations effectuées en 2009-2010 ont été publiés par Roche *et al.* (2011). À la suite de ces investigations, un programme, dont les résultats sont exposés ici, a été développé afin d'estimer quelle était l'extension de ces pollutions par les pesticides dans plusieurs organismes-tests des récifs coralliens de différents archipels de Polynésie française ⁵.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

PRÉLÈVEMENTS, DISSECTIONS ET LYOPHILISATION

Des prélèvements de divers animaux importants au plan de l'écologie fonctionnelle, en raison de leur rôle dans le réseau trophique, ont été effectués dans des récifs de plusieurs archipels de Polynésie française par le Service de la pêche, comme prévu dans une convention de recherche, et mis à disposition du contractant (BS) dans la continuité des investigations déjà réalisées avec le soutien de l'IFRECOR Polynésie. Ces prélèvements ont été réalisés en novembre 2010. Les dissections ont permis d'isoler pour analyse des parties musculaires des différents organismes collectés.

Le tableau I donne la liste des espèces, leur provenance et les caractéristiques biométriques des individus (poids et taille) de même que les références des flacons d'échantillons analysés. L'échantillonnage a consisté à prélever 6 individus de chaque espèce.

Les 9 espèces ayant fait l'objet d'une recherche analytique de pesticides sont des Mollusques Bivalves (la nacre, *Pinctada margaritifera* et le bénitier, *Tridacna maxima*), un Mollusque Gastropode (le troca, *Trochus niloticus*), des Crustacés (la crevette *Penaeus stylirostris* et le crabe de vase, *Scylla serrata*) et trois espèces de Poissons dont un poisson-*Albula glossodonta* (*Albulidae*), un poisson-perroquet *Scarus sordidus* (*Scaridae*) et deux mérours *Epinephelus merra* et *E. hexagonatus* (*Serranidae*).

Cinq espèces ont été collectées par le Service de la Pêche de Polynésie et rassemblées à Papeete : *Tridacna maxima*, *Trochus niloticus*, *Scylla serrata*, *Scarus sordidus*, *Albula glossodonta* et *Epinephelus hexagonatus*. Les nacres, *Pinctada margaritifera*, ont été prélevées lors d'une mission aux Gambier du Centre de Recherches de Moorea, CRIOBE-EPHE. Les crevettes, *Penaeus stylirostris*, proviennent des bassins d'élevage aquacole de la baie d'Oponohu à Moorea. Le lot d'*Epinephelus merra* avait été antérieurement récolté à Fakarava.

Les lots d'échantillons de bénitiers (Tubuai), de nacres (Gambier), de trocas (Tahiti Papara), de crabes (Raiatea, Faaroa), de poissons-os (Huahine, Maeva) et des mérours (Fakarava) ont tous été prélevés dans les lagons. Les poissons-perroquets et les mérours de Hao ont été respectivement prélevés dans le lagon et sur la pente externe des récifs. Les crevettes proviennent des bassins aquacoles de la vallée d'Oponohu, réserve territoriale à Moorea.

Des dissections ont été opérées sur les animaux susmentionnés conservés congelés de façon à préserver les pesticides éventuellement contenus dans les tissus. Les tissus prélevés ont été du muscle pour les poissons, du manteau pour les bivalves, du muscle pédieux pour les trocas, de la chair des pattes pour le crabe et de l'abdomen sans sa cuticule pour la crevette. Les tissus prélevés, conservés à -20°C, ont été lyophilisés au CRIOBE puis expédiés en métropole pour analyse.

ANALYSES DES ÉCHANTILLONS

Les insecticides organochlorés (DDT et analogues, lindane et autres isomères de l'HCH, dérivés du cyclopentadiène, chlordécone) ont été recherchés, ainsi que les herbicides : la trifluraline, des dérivés des triazines (atrazine, simazine, terbutylazine), des dérivés de l'acide chloracétique (alachlore, métolachlore) et des urées substituées en particulier le diuron qui a été quasi systématiquement utilisé partout en milieu tropical.

Les analyses ont été réalisées par le Laboratoire de Toxicologie de l'École Nationale Vétérinaire de Lyon. Après concentration des contaminants par extraction à l'hexane, les pesticides contenus dans les éluats d'échantillons sont analysés par GC-ECD (chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à capture d'électrons) ou couplée à la SM

⁵ Soit l'ensemble des archipels de ce Territoire Outre-Mer à l'exclusion des Marquises qui, en dépit de leur position sub-équatoriale, sont dépourvues de récifs coralliens.

(spectrométrie de masse). Le laboratoire est partenaire officiel de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage pour tous les examens toxicologiques. Une démarche qualité COFRAC est en cours⁶.

TABLEAU I

Espèces objet des recherches, avec localités de récolte, poids et longueurs des individus et numéros de référence des prélèvements

	Genre et espèce	Île	Numéro de l'individu	Poids en g total ou parties molles pour mollusques	Longueur en cm.	N° prélèvement muscle poisson manteau bivalve pied troca chair des pattes crabe Abdomen crevette
A	<i>Tridacna maxima</i> Bénitier	Tubuai	1	194	Pas noté	M51
			2	195	Pas noté	M52
			3	218	Pas noté	M53
			4	221	Pas noté	M54
			5	181	Pas noté	M55
			6	245	Pas noté	M56
B	<i>Pinctada margaritifera</i> Nacre	Gambier	1	23	Pas noté	M1
			2	80	Pas noté	M2
			3	79	Pas noté	M3
			4	84	Pas noté	M4
			5	27	Pas noté	M5
			6	24	Pas noté	M6
C	<i>Trochus niloticus</i> Troca	Tahiti, Pajara	1	653	13 / 9	M71
			2	561	11,41 / 10	M72
			3	599	12,5 / 9	M73
			4	530	11,5 / 10	M74
			5	540	12 / 8	M75
			6	612	12,5 / 9	M76
D	<i>Penaeus stylirostris</i> Crevette	Moorea, Opunohu	1	Pas noté	15	M17
			2	Pas noté	16	M18
			3	Pas noté	14	M19
			4	Pas noté	15	M20
			5	Pas noté	15	M21
			6	Pas noté	14	M22
E	<i>Scylla serrata</i> Crabe de vase	Raiatea, Faaroa	1	482	13,2	M111
			2	871	17,3	M112
			3	419	12,7	M113
			4	785	17,5	M114
			5	299	12,1	M115
			6	333	12,2	M116
F	<i>Scarus sordidus</i> Poisson perroquet	Hao	1	545	26,5	M91
			2	403	25,5	M92
			3	558	26,8	M93
			4	542	27	M94
			5	490	27	M95
			6	640	28	M96
G	<i>Albula glossodonta</i> Poisson os	Huahine, Maeva	1	292	26	M31
			2	360	28,5	M32
			3	313	26,2	M33
			4	397	28,8	M34
			5	289	26,2	M35
			6	272	26	M36
H	<i>Epinephelus hexagonatus</i> Mérou	Hao	1	154	18,3	M121
			2	80	15,5	M122
			3	111	17	M123
			4	79	14,8	M124
			5	156	17,5	M125
			6	138	17	M126
I	<i>Epinephelus merra</i> Mérou	Fakarava	1	129	200	F59
			2	61	160	F60
			3	102	170	F61
			4	108	175	F62
			5	105	180	F63
			6	194	180	F64

⁶ Sous le nom de Lacmibio, le laboratoire était accrédité COFRAC pour les métaux lourds, mais une restructuration importante a conduit à interrompre cette accréditation.

Les insecticides organochlorés (DDT et analogues, lindane et autres isomères de l'HCH, dérivés du cyclopentadiène) sont extraits par un mélange hexane : acétone (75 : 25 en volume). Après une double extraction, les extraits sont rassemblés évaporés et repris dans 10 ml d'hexane. Ils sont ensuite purifiés à l'acide sulfurique à 7 % de SO₃. Le surnageant est repris pour l'analyse en GC-ECD. Des échantillons certifiés (BCR349) sont régulièrement testés. Les gammes de linéarité sont établies de 1 à 100 ng/g (Lemarchand *et al.*, 2010). Une confirmation par GC-SM est entreprise pour les résultats positifs (identification sur la base du temps de rétention et de 4 fragments spécifiques).

Le chlordécone est analysé selon la technique de référence de l'Anses (Bordet *et al.*, 2007). Les échantillons (1-2 g) sont extraits deux fois avec un mélange hexane : acétone (85 : 15 en volume). Un volume de 5 ml d'une solution d'hydroxyde de sodium 0,5 M est ajouté. Après mélange et centrifugation, la phase aqueuse est collectée. La phase organique est traitée une seconde fois par la soude et les phases aqueuses sont mélangées. Une solution d'acide sulfurique à 60 % est ajoutée et la solution aqueuse est récupérée avec le mélange hexane : acétone (85 : 15). Après évaporation, le résidu sec est repris par un volume fixe d'hexane. Cette extraction/purification a pour objectif de transformer tout le chlordécone en forme hydratée puis de revenir à la forme non hydratée. La co-existence de ces formes est à l'origine d'une variabilité importante des résultats analytiques (15 à 30 %) sur échantillons biologiques. Tous les échantillons sont ensuite analysés en GC-ECD. L'étalon ainsi que des témoins négatifs et positifs (muscle de poisson négatif supplémenté en chlordécone) sont ajoutés pour chaque série analytique. La linéarité est vérifiée entre 0,15 et 10 ng/g.

Les herbicides (Trifluraline, Atrazine, Simazine, Terbutylazine, Diuron, Linuron, Monuron, Alachlore, Métolachlore, Cyanazine) ont été extraits à partir d'1 g d'échantillon dans l'acétone en double extraction. Les extraits sont purifiés sur cartouche C18 (500 mg), pré-conditionnée avec un mélange acétone : méthanol (50 : 50 en volume, 2 ml) et éluée avec du méthanol pur. L'analyse est conduite en CPG-SM (Agilent 5973 MS-6890-GC), avec une colonne HP5-MS 30m (0,25 mm ID, 0,25 µm thickness). Chaque herbicide est identifié par son temps de rétention (\pm 5 %) et sa fragmentation (3 ou 4 fragments selon les substances). La linéarité a été vérifiée entre 20 et 100 ng/g.

Les limites de quantification pour les herbicides et les insecticides organochlorés, dans les conditions où les analyses ont été pratiquées, correspondent à une concentration de 0,02 µg.g⁻¹ (microgramme par gramme) soit encore l'équivalent de 20 ng.g⁻¹ (nanogramme par gramme) (Lemarchand *et al.*, 2011) sauf pour le chlordécone qui a fait l'objet d'un protocole analytique particulier et où les limites de quantifications descendaient à 0,15 ng.g⁻¹. Les concentrations ont été établies analytiquement par rapport aux poids des matières sèches des échantillons lyophilisés (poids sec). Pour être conformes et comparables aux valeurs publiées dans la littérature de ce domaine de recherche, les concentrations ont été transformées pour une expression par rapport au poids frais. À cette fin les valeurs par rapport au poids sec ont été divisées par 4 pour obtenir les valeurs en poids frais. Ce facteur 4 considère un poids de 75 % d'eau et de 25 % de matières sèches, ce qui est communément adopté pour les poissons et que nous avons extrapolé à tous les organismes et échantillons prélevés. Nous noterons que ce facteur 4 est approché car il est variable pour les organismes de classes taxinomiques différentes et même à l'intérieur d'une classe donnée.

RÉSULTATS

RECHERCHE D'INSECTICIDES ORGANOCHLORÉS

Résultats généraux

Le tableau II donne les concentrations des organochlorés qui ont été détectées au dessus du seuil de quantification. Ce tableau met en évidence la présence systématique de lindane et de chlordécone à des concentrations quantifiables au niveau des valeurs limites propres aux conditions pratiques dans lesquelles la technique analytique a été mise en œuvre.

Concentrations en chlordécone (ou képone®)

Quoique faible, la présence de chlordécone a été détectée à des concentrations parfois proches de la valeur du seuil de quantification (0,15 ng.g⁻¹) dans la totalité des individus des espèces animales analysées et dans tous les sites de prélèvement. Remarquons toutefois que toutes les concentrations mesurées sont nettement situées au-dessous de la plus faible valeur limite admise pour des aliments d'origine animale à des fins de sécurité alimentaire (20 ng.g⁻¹ en poids frais). On notera cependant une teneur plus élevée (5,1 ng.g⁻¹) dans un des mérours (*Epinephelus hexagonatus*) sur le lot de 6 individus provenant de Hao. On notera également que les concentrations dans tous les mérours de Hao sont toutes supérieures à celles des mérours de Fakarava. Ce résultat est inattendu et paradoxal car le lot de mérours de Fakarava (faibles concentrations) provient du lagon, alors que le lot de mérours de Hao (fortes concentrations) provient de la pente externe océanique. On aurait pu s'attendre à l'inverse et à une contamination plus forte dans des eaux lagonnaires un peu confinées (Fakarava) comparativement aux eaux océaniques très brassées (Hao). Remarquons qu'il s'agit de deux

TABLEAU II

Concentrations en chlordécone et en lindane dans les échantillons d'animaux récifaux (concentrations en ng.g^{-1} rapportées au poids frais, n.q. = non quantifiable)

	Poids frais		ng.g^{-1}	ng.g^{-1}
Site	Espèce	N°	Chlordécone	Lindane
Tubuai	<i>Tridacna maxima</i>	M51	0,81	80,00
		M52	1,36	52,50
		M53	0,94	165,00
		M54	1,37	82,50
		M55	0,97	135,00
		M56	0,62	187,50
Gambier	<i>Pinctada margaritifera</i>	M1	0,35	n.q.
		M2	1,08	n.q.
		M3	0,91	n.q.
		M4	0,84	n.q.
		M5	0,97	n.q.
		M6	1,29	n.q.
Tahiti, Papara	<i>Trochus niloticus</i>	M71	0,79	20,00
		M72	2,16	25,00
		M73	1,04	32,50
		M74	1,80	57,50
		M75	1,11	29,75
		M76	1,70	72,50
Moorea, Opunohu	<i>Penaeus stylirostris</i>	M17	1,54	n.q.
		M18	1,09	n.q.
		M19	1,30	n.q.
		M20	0,31	n.q.
		M21	1,80	n.q.
		M22	0,74	n.q.
Raiatea, Faaroa	<i>Scylla serrata</i>	M111	0,27	267,50
		M112	0,58	112,50
		M113	1,42	92,50
		M114	2,03	107,50
		M115	1,70	30,00
		M116	0,36	197,50
Hao	<i>Scarus sordidus</i>	M91	0,45	237,50
		M92	0,57	170,00
		M93	0,64	92,50
		M94	0,63	155,00
		M95	0,49	60,00
		M96	0,76	120,00
Huahine, Maeva	<i>Albula glossodonta</i>	M31	0,60	132,50
		M32	0,18	17,50
		M33	0,44	27,50
		M34	0,62	32,50
		M35	0,58	37,50
		M36	0,32	20,00
Hao	<i>Epinephelus hexagonatus</i>	M121	0,52	80,00
		M122	5,10	52,50
		M123	2,14	87,50
		M124	0,81	130,00
		M125	0,44	30,00
		M126	0,48	60,00
Fakarava	<i>Epinephelus merra</i>	F59	0,05	n.q.
		F60	0,10	n.q.
		F61	0,08	n.q.
		F62	0,03	n.q.
		F63	0,07	n.q.
		F64	0,02	n.q.

atolls différents mais toutefois tout aussi isolés l'un et l'autre dans l'archipel des Tuamotu. L'explication réside peut-être dans un usage ancien de pesticides dans l'atoll de Hao qui a été, à partir du milieu des années 60, la base arrière du Centre d'Expérimentation du Pacifique avec de fortes infrastructures et une importante population pour le soutien aux expérimentations nucléaires qui avaient lieu dans les atolls de Moruroa et de Fangataufa.

La figure 1 représente les histogrammes des teneurs en chlordécone observées dans les divers échantillons analysés en fonction de la position des espèces dans le réseau trophique de l'écosystème corallien.

La figure 2 donne les concentrations en chlordécone en fonction des régimes alimentaires des organismes prélevés.

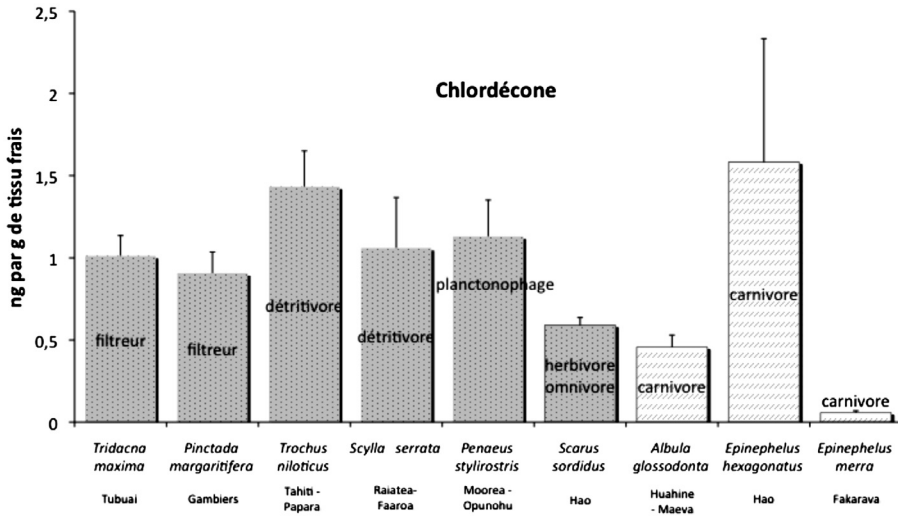


Figure 1.— Concentration en chlordécone chez les organismes en nanogrammes par gramme de poids frais chez les espèces prélevées en divers sites de Polynésie française. Moyenne \pm erreur standard, n = 6 individus.

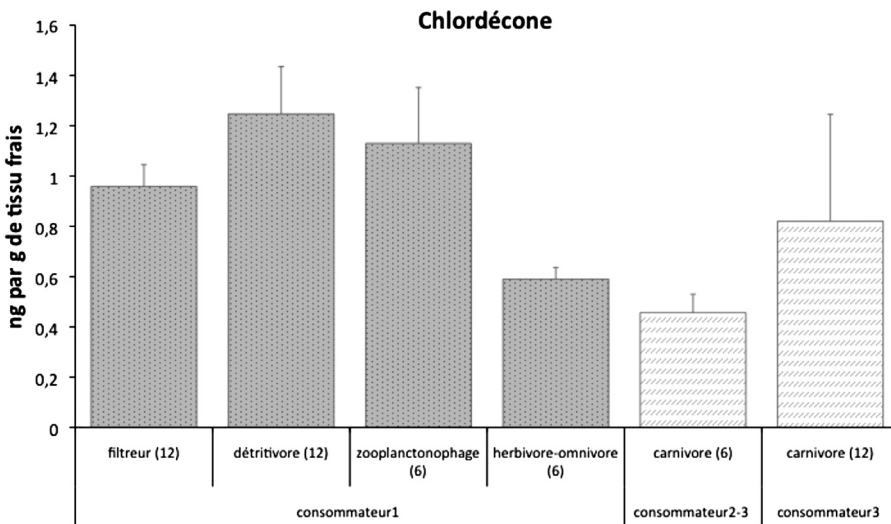


Figure 2.— Concentration en chlordécone dans les compartiments trophiques en nanogrammes par gramme de poids frais. Moyenne \pm erreur standard, (n) = nombre d'individus.

L'analyse statistique (test t de Student) des concentrations en chlordécone fait apparaître des différences significatives entre les espèces prises deux à deux d'une part (Tab. III) et entre les compartiments trophiques d'autre part (Tab. IV).

Toutes les différences inter-espèces significatives sont en rapport avec la position trophique des organismes considérés (Tab. III). En effet, les écarts entre espèces de niveau trophique différent présentent une variabilité supérieure à l'intervalle de confiance pour 95 % de sécurité entre espèce herbivore et espèce carnivore. Ce constat est logique car avec un pesticide persistant comme le képone – et toutes choses étant égales par ailleurs – on doit trouver une concentration moyenne dans un herbivore plus faible que dans un carnivore en raison de phénomènes de bioamplification dans les chaînes trophiques. C'est ce que l'on constate en comparant les concentrations moyennes et les écarts-types de chlordécone chez le poisson-perroquet herbivore, *Scarus sordidus*, avec de faibles concentrations, comparativement au mérou carnivore, *Epinephelus hexagonatus*, avec de fortes concentrations ; espèces venant toutes les deux des pentes externes océaniques de l'atoll de Hao. Il convient toutefois de noter que cette bioamplification, quasi inéluctable avec des polluants aussi persistants, serait plus apparente s'il avait été possible de comparer des organismes de divers niveaux trophiques provenant d'un même biotope, pour chacun des sites récifaux où ont été effectués les prélèvements. Cette étude statistique montre également que les concentrations de chlordécone sont significativement variables en fonction de la position trophique des organismes et leur régime alimentaire (Tab. IV).

Une interrogation demeure sur la cause de l'ubiquité de cet insecticide dont la stabilité environnementale atteint des niveaux stupéfiants, son temps de demi-vie bien qu'aujourd'hui encore mal évalué excède selon toute vraisemblance largement le millénaire dans les sols tout autant que dans les sédiments aquatiques. En effet, sa présence est observée dans tous les organismes des récifs coralliens de Polynésie française prospectés, et ce quel que soit l'archipel considéré. La considérable rémanence du chlordécone permet de le détecter longtemps après son usage.

TABLEAU III

Différences significatives de la concentration en chlordécone chez les espèces prélevées en différents sites de Polynésie française. Conclusions du test t de Student $p < 0,05$, et sens de variation

Espèces	t-Value	P-Value
<i>Albula glossodonta</i> vs <i>Epinephelus merra</i>	5,41	0,0003
<i>Albula glossodonta</i> vs <i>Penaeus stylirostris</i>	-2,889	0,0161
<i>Albula glossodonta</i> vs <i>Pinctada margaritifera</i>	-3,049	0,0123
<i>Albula glossodonta</i> vs <i>Tridacna maxima</i>	-3,897	0,003
<i>Albula glossodonta</i> vs <i>Trochus niloticus</i>	-4,277	0,0016
<i>Epinephelus merra</i> vs <i>Penaeus stylirostris</i>	-4,83	0,0007
<i>Epinephelus merra</i> vs <i>Pinctada margaritifera</i>	-6,571	< 0,0001
<i>Epinephelus merra</i> vs <i>Scarus sordidus</i>	-11,193	< 0,0001
<i>Epinephelus merra</i> vs <i>Scylla serrata</i>	-3,262	0,0085
<i>Epinephelus merra</i> vs <i>Tridacna maxima</i>	-7,738	< 0,0001
<i>Epinephelus merra</i> vs <i>Trochus niloticus</i>	-6,339	< 0,0001
<i>Penaeus stylirostris</i> vs <i>Scarus sordidus</i>	2,387	0,0381
<i>Pinctada margaritifera</i> vs <i>Scarus sordidus</i>	2,321	0,0427
<i>Pinctada margaritifera</i> vs <i>Trochus niloticus</i>	-2,0920	0,063
<i>Scarus sordidus</i> vs <i>Tridacna maxima</i>	-3,222	0,0091
<i>Scarus sordidus</i> vs <i>Trochus niloticus</i>	-3,81	0,0034

TABLEAU IV

Différences significatives de la concentration en chlordécone dans les compartiments trophiques. Conclusions du test *t* de Student $p < 0,05$, et sens de variation

Compartiments trophiques	t-Value	P-Value
consom. 1 détritivore vs consom. 1 herbivore-omnivore	2,42	0,0278
consom. 1 détritivore vs consom. 2-3 carnivore	2,882	0,0108
consom. 1 filtreur vs consom. 1 herbivore-omnivore	2,893	0,0106
consom. 1 filtreur vs consom. 2-3 carnivore	3,77	0,0017
consom. 1 herbivore-omnivore vs consom. 1 planctonophage	-2,387	0,0381
consom. 1 zooplanctonophage vs consom. 2-3 carnivore	2,889	0,0161

Concentrations en lindane

Les concentrations en lindane (Fig. 3 & 4, respectivement pour les espèces et les compartiments trophiques) sont toutes inférieures à 200 ng.g^{-1} (équivalent à $0,2 \mu\text{g.g}^{-1}$) à l'exception de deux échantillons : un crabe de Raiatea (échantillon M11, 267 ng.g^{-1}) et un poisson-perroquet de Hao (échantillon M91, 237 ng.g^{-1}). Ces concentrations en lindane ne sont pas suffisamment élevées pour provoquer chez des vertébrés tels que les poissons un effet physiotoxicologique significatif.

Comme pour le chlordécone, l'étude statistique des différences de concentrations en lindane observées entre espèces (Tab. V) et entre les compartiments trophiques (Tab. VI) montre que ces différences sont toujours significatives et en rapport avec la position trophique des organismes considérés.

Une corrélation de Pearson significative (P-value $< 0,05$) est révélée entre les teneurs en lindane et en chlordécone dans les divers organismes prélevés, tant chez les consommateurs primaires détritivores (Fig. 5) que dans les invertébrés (Fig. 6). Cette donnée statistique suggérerait un usage agricole du chlordécone. En effet, si le chlordécone n'avait été employé qu'à d'autres usages que la protection des plantes, alors que le lindane qui est un insecticide largement utilisé sur de nombreuses cultures n'a fait l'objet que d'un usage agricole, on ne devrait observer aucune corrélation entre les teneurs des organismes en chlordécone et en lindane, car il y aurait une nette disjonction dans la distribution spatiale de ces deux insecticides.

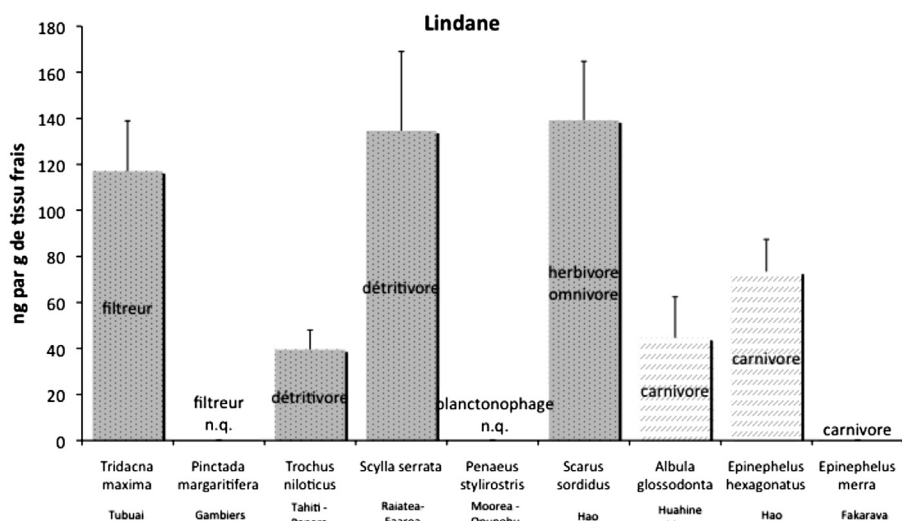


Figure 3.— Concentration en lindane en nanogrammes par gramme de poids frais chez les espèces prélevées en divers sites de Polynésie française. Moyenne \pm erreur standard, $n = 6$ individus, n.q. = non quantifiable.

Or cela n'est pas le cas ; l'imprégnation par ces deux insecticides apparaissant comme statistiquement corrélée cela évoque un usage agricole du chlordécone ou à tout le moins un usage de ce dernier dans l'espace rural polynésien.

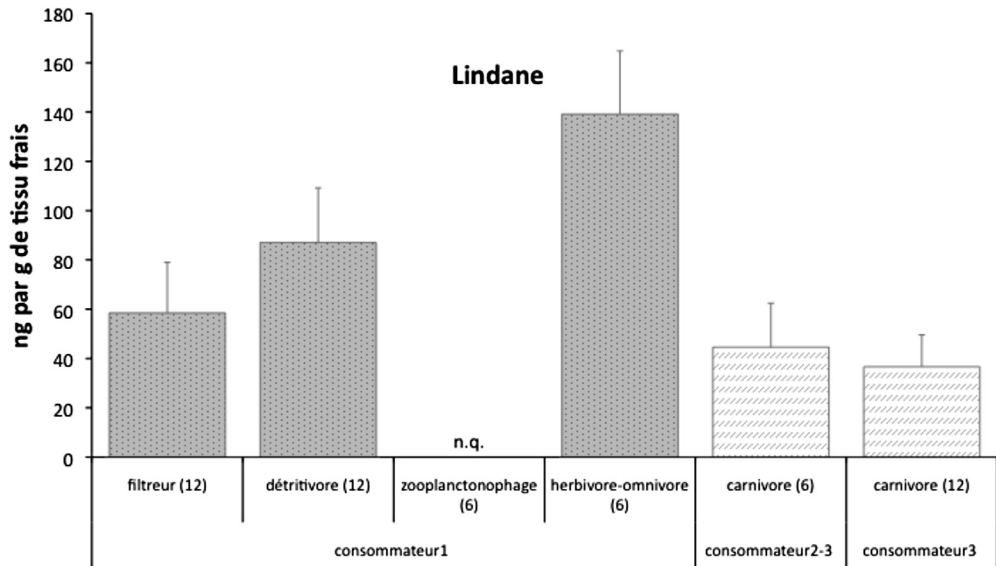


Figure 4.— Concentration en lindane dans les compartiments trophiques en nanogrammes par gramme de poids frais. Moyenne \pm erreur standard, (n) = nombre d'individus, n.q. = non quantifiable.

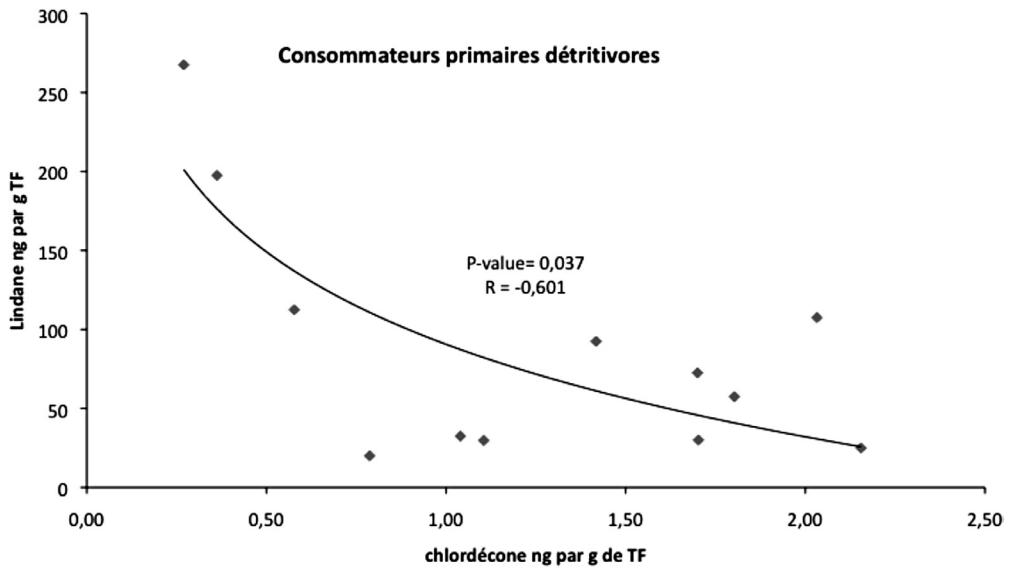


Figure 5.— Corrélation de Pearson significative ($p < 0,05$) entre les concentrations en chlordécone et en lindane chez les détritivores. TF = Tissus frais.

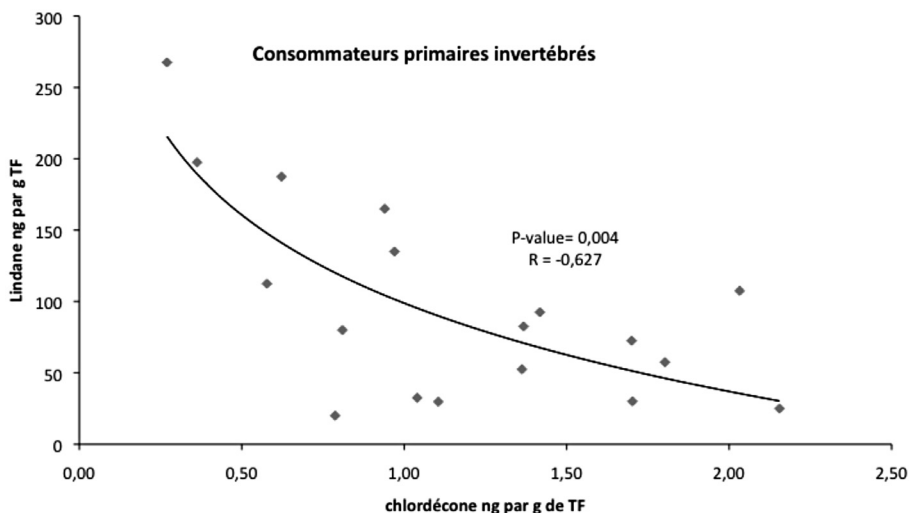


Figure 6.— Corrélation de Pearson significative ($p < 0,05$) entre les concentrations de chlordécone et de lindane dans l'ensemble des invertébrés analysés. TF = Tissus frais.

TABLEAU V

Différences significatives de la concentration en lindane chez les espèces prélevées en différents sites de Polynésie française. Conclusions du test *t* de Student $p < 0,05$, et sens de variation

Espèces	t-Value	P-Value
<i>Trochus niloticus</i> vs <i>Scarus sordidus</i>	-3,693	0,0042
<i>Trochus niloticus</i> vs <i>Tridacna maxima</i>	-3,310	0,0079
<i>Albula glossodonta</i> vs <i>Scarus sordidus</i>	-3,030	0,0127
<i>Trochus niloticus</i> vs <i>Scylla serrata</i>	-2,681	0,0231
<i>Albula glossodonta</i> vs <i>Tridacna maxima</i>	-2,570	0,0279
<i>Albula glossodonta</i> vs <i>Scylla serrata</i>	-2,321	0,0427
<i>Epinephelus hexagonatus</i> vs <i>Scarus sordidus</i>	-2,252	0,0480

TABLEAU VI

Différences significatives de la concentration en lindane dans les compartiments trophiques. Conclusions du test *t* de Student $p < 0,05$, et sens de variation

Compartiments trophiques	t-Value	P-Value
consom. 1 herbivore-omnivore vs consom. 1 planctonophage	5,433	0,0003
consom. 1 herbivore-omnivore vs consom. 3 carnivore	4,013	0,0010
consom. 1 herbivore-omnivore vs consom. 2-3 carnivore	3,030	0,0127
consom. 1 détritivore vs consom. 1 zooplanctonophage	2,736	0,0146
consom. 1 zooplanctonophage vs consom. 2-3 carnivore	-2,498	0,0315
consom. 1 filtreur vs consom. 1 herbivore-omnivore	-2,353	0,0317

RECHERCHE D'HERBICIDES

Divers herbicides ont été recherchés dans les échantillons, en particulier ceux appartenant aux familles des dérivés des triazines et celles des urées substituées. En effet, des travaux fondamentaux pratiqués *in vitro* mais aussi *in situ* ont montré que les zooxanthelles (*Symbiodinium* sp.) endosymbiontes endodermiques des coraux hermatypiques scléactiniaires constructeurs

de récifs et autres espèces associées (*Tridacna* par exemple) sont extraordinairement sensibles à de faibles concentrations de ces herbicides inhibiteurs du photosystème II qui intervient obligatoirement dans le mécanisme de la photosynthèse (Jones *et al.*, 1997 ; Owen *et al.*, 2002 ; Råberg *et al.*, 2003).

Les résultats analytiques sur les éventuelles concentrations en herbicides détectables au-dessus du seuil de quantification obtenus sur les 54 échantillons étudiés sont consignés dans le tableau VII.

Une remarque générale relative à la détection de substances herbicides s'impose *a priori* : les concentrations détectées présentant des valeurs supérieures aux seuils de quantification sont minoritaires, occasionnelles et dispersées de façon erratique. Les herbicides dont la fréquence est la plus régulière sont le métolachlore et, parmi les urées substituées, le diuron. Parmi les divers herbicides recherchés qui ont été mis en évidence à des concentrations mesurables figurent la trifluraline, trois dérivés de la triazine : l'atrazine, la simazine et la terbutylazine, deux dérivés de l'acide chloracétique : l'alachlore et le métolachlore, et d'une urée substituée qui a été utilisée à vaste échelle et partout dans les zones agricoles tropicales : le diuron. Cela n'a rien d'étonnant car le diuron est l'un des herbicides ayant donné lieu en milieu tropical aux plus larges applications en agriculture mais aussi pour l'entretien des voies publiques, des espaces verts et des jardins d'ornement.

Toutefois, les résultats de ces analyses mettent en évidence l'occurrence des diverses familles d'herbicides recherchés à des concentrations quantifiables dans les prélèvements de tous les archipels étudiés à l'exception de ceux des Gambier (pour les nacres, *Pinctada margaritifera*), de ceux de l'île de Huahine (pour le poisson *Albula glossodonta*) et de ceux du lagon de Fakarava (pour le mérrou *Epinephelus merra*) où aucun d'entre eux, s'il était présent, n'a atteint une concentration supérieure au seuil de quantification.

Le tableau VIII fait état du pourcentage d'individus contaminés par des herbicides dérivés des triazines. La très grande majorité des individus en sont dépourvus ou, s'ils en contiennent, les concentrations sont au-dessous des limites de quantification des analyses. On note toutefois la présence d'atrazine quantifiable sur un des 6 mérrou (*Epinephelus hexagonatus*) de la pente externe océanique de Hao, et sur une crevette (*Penaeus stylirostris*) des bassins aquacoles d'Opunohu à Moorea.

Le tableau IX donne le pourcentage d'individus contaminés par les herbicides dérivés de la toluidine (trifluraline), chloroacétanilidés (alachlore et métolachlore) et d'urée substituée (diuron) avec les valeurs moyennes des concentrations quantifiées. Là encore, l'occurrence de ces herbicides est erratique et ne se rencontre que dans 1 individu sur 6 (16,7 %) dans certaines espèces.

Les concentrations d'herbicides les plus élevées ont été observées pour la trifluraline de 10 ng.g⁻¹ dans le manteau d'un bénitier (*Tridacna maxima*) de Tubai, pour l'atrazine de 12,5 ng.g⁻¹ dans un mérrou (*Epinephelus hexagonatus*) de Hao, pour le métolachlore de 10 ng.g⁻¹ dans un crabe (*Scylla serrata*) de Raiatea de même que pour un troca (*Trochus niloticus*) de Papara et un mérrou (*Epinephelus hexagonatus*) de Hao. Pour le diuron les concentrations maximales sont de 7,5 ng.g⁻¹ dans un *Penaeus* de Moorea. Il convient de noter qu'un autre individu (échantillon n° M17, Tab. VII) de cette même espèce prélevé à Moorea renfermait simultanément 7,5 ng.g⁻¹ de trifluraline, 2,5 ng.g⁻¹ de terbutylazine et 7,5 ng.g⁻¹ de métolachlore, ce qui donne un total de 17,5 ng.g⁻¹. Le spectre d'herbicides plus étendu et leurs concentrations plus élevées à Moorea pourrait s'expliquer par un usage agricole plus intensif sur cette île où existent des cultures étendues de plantes vivrières et commerciales (ananas).

Deux herbicides sont absents. L'alachlore et la simazine, un des dérivés des triazines dont l'usage s'est fait à très vaste échelle, ne se sont trouvés à des concentrations quantifiables dans aucun des échantillons analysés. Il convient cependant de préciser que les concentrations détectées dans certains cas ne sont pas, tant s'en faut, dans des domaines de valeurs qui excluent tout effet écotoxicologique significatif sur les zooxanthelles endosymbiotiques des madréporaires et autres organismes récifaux hermatypiques. On relève par exemple que l'on a décelé 5 ng.g⁻¹ de diuron dans un bénitier (*Tridacna maxima*) de Tubai alors que cet organisme est aussi pourvu de zooxanthelles symbiotiques et qu'une inhibition de 20 % de l'activité photosynthétique de

madrépores a été mise en évidence pour une concentration de 1 ng.cm³ de ce pesticide dans l'eau de mer (Råberg *et al.*, 2003).

La concentration d'atrazine de 12,5 ng.g⁻¹ dans un méroü (*Epinephelus hexagonatus*) de la pente externe de Hao est à souligner alors que cet herbicide n'est pas connu pour donner une bioamplification dans les réseaux trophiques marins et qu'à l'image du diuron, il exerce une action inhibitrice significative de la photosynthèse sur les *Symbiodinium* à partir d'une concentration de 0,1 ng.cm³.

TABLEAU VII

Concentrations en herbicides dans les échantillons d'animaux récifaux (concentrations en ng.g⁻¹ rapportées au poids frais) ; n.q. = non quantifiable

unité : ng.g ⁻¹	Poids frais		ng.g ⁻¹	ng.g ⁻¹	ng.g ⁻¹	ng.g ⁻¹	ng.g ⁻¹	ng.g ⁻¹	ng.g ⁻¹	ng.g ⁻¹	
Site	Espèce	N°	Trifluraline	Atrazine	Simazine	Terbutylazine	Alachlor	Metolachlor	Urées substituées		
Tubuai	<i>Tridacna maxima</i>	M51	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		M52	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		M53	10	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	2,5	5	diuron
		M54	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M55	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M56	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
Gambier	<i>Pinctada margaritifera</i>	M1	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		M2	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		M3	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M4	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M5	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M6	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
Tahiti, Papara	<i>Trochus niloticus</i>	M71	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		M72	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	5	n.q.	
		M73	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M74	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M75	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	10	n.q.	
		M76	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
Moorea, Opunohu	<i>Penaeus stylirostris</i>	M17	7,5	n.q.	n.q.	n.q.	2,5	n.q.	7,5	n.q.	
		M18	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	7,50	diuron
		M19	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	5	diuron
		M20	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M21	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M22	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
Raiatea, Faaroa	<i>Scylla serrata</i>	M111	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		M112	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		M113	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M114	2,5	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	10	n.q.	
		M115	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	2,5	diuron
		M116	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
Hao	<i>Scarus sordidus</i>	M91	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		M92	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	7,5	2,5	diuron
		M93	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M94	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M95	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	5	n.q.	
		M96	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
Huahine, Maeva	<i>Albula glossodonta</i>	M31	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		M32	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		M33	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M34	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M35	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M36	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
Hao	<i>Epinephelus hexagonatus</i>	M121	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		M122	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		M123	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M124	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		M125	n.q.	12,5	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	10	n.q.	
		M126	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
Fakarava	<i>Epinephelus merra</i>	F59	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		F60	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.		
		F61	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		F62	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		F63	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	
		F64	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	n.q.	

FRÉQUENCE DES CONCENTRATIONS QUANTIFIABLES EN HERBICIDES ET INSECTICIDES

Les tableaux VIII et IX donnent, par espèce et site, les pourcentages d'individus dont l'analyse a révélé une contamination quantifiée d'herbicides avec leurs concentrations. Le tableau X donne la fréquence de détection des concentrations quantifiables des divers pesticides sur l'ensemble des données se rapportant aux 54 échantillons analysés et portant sur 9 espèces de l'écosystème corallien de différentes îles polynésiennes. Il permet de conclure à l'ubiquité des insecticides organochlorés détectés (chlordécone et lindane).

TABLEAU VIII

Pourcentage d'individus contaminés par les herbicides triazines et valeur moyenne des concentrations quantifiables

Site	Espèce	Atrazine	Simazine	Terbutylazine
Tubuai	<i>Tridacna maxima</i> bénitier	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Gambier	<i>Pinctada margaritifera</i> huître perlière	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Tahiti, Papara	<i>Trochus niloticus</i> gastéropode	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Moorea, Opunohu	<i>Penaeus stylirostris</i> crevette	0,0 %	0,0 %	16,7 %
				2,5 ng/g
Raiatea, Faaroa	<i>Scylla serrata</i> crabe	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Hao	<i>Scarus sordidus</i> poisson perroquet	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Huahine, Maeva	<i>Albula glossodonta</i> poisson os	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Hao	<i>Epinephelus hexagonatus</i> mérrou	16,7 %	0,0 %	0,0 %
		12,5 ng/g		
Fakarava	<i>Epinephelus merra</i> mérrou	0,0 %	0,0 %	0,0 %

TABLEAU IX

Pourcentage d'individus contaminés par les herbicides toluidines, chloroacétanilides et urées substituées et valeur moyenne des concentrations quantifiables

Site	Espèce	Trifluraline	Alachlor	Métolachlor	Diuron
Tubuai	<i>Tridacna maxima</i>	16,70 %	0,0 %	16,70 %	16,70 %
	bénitier	10 ng/g		5 ng/g	5 ng/g
Gambier	<i>Pinctada margaritifera</i> huître perlière	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Tahiti, Papara	<i>Trochus niloticus</i> gastéropode	0,0 %	0,0 %	33,3 % 7,5 ng/g	0,0 %
Moorea, Opunohu	<i>Penaeus stylirostris</i> crevette	16,7 % 7,5 ng/g	0,0 %	16,7 % 7,5 ng/g	33,3 % 6,25 ng/g
Raiatea, Faaroa	<i>Scylla serrata</i> crabe	16,7 % 2,5 ng/g	0,0 %	16,7 % 10 ng/g	16,7 % 2,5 ng/g
Hao	<i>Scarus sordidus</i> poisson perroquet	0,0 %	0,0 %	33,3 % 6,25 ng/g	16,7 % 2,5 ng/g
Huahine, Maeva	<i>Albula glossodonta</i> poisson os	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Hao	<i>Epinephelus hexagonatus</i> mérrou	0,0 %	0,0 %	16,70 % 10 ng/g	0,0 %
Fakarava	<i>Epinephelus merra</i> mérrou	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %

TABLEAU X

Fréquence de détection de concentrations quantifiables sur l'ensemble des données. Ce calcul considère la totalité des échantillons quelle que soit l'espèce et quel que soit le site de prélèvement, soit 54 échantillons analysés

Herbicides		Insecticides	
Alachlore	0,0 %	Chlordécone	100,0 %
Métolachlore	14,8 %	Lindane	68,7 %
Diuron	9,3 %		
Trifluraline	5,6 %		
Atrazine	1,9 %		
Simazine	0,0 %		

À l'opposé, fait que nous avons déjà évoqué ci-dessus, on constate que la présence de certains herbicides est erratique car elle ne s'observe que dans une fraction des échantillons analysés, et cela dans la plupart des récifs insulaires dont proviennent ces échantillons. Toutefois, nous présumons qu'il est des plus probables que la présence des herbicides soit d'une fréquence analogue à celle d'insecticides organochlorés. Les concentrations obtenues ont été établies avec des seuils de quantification différents, plus bas pour les insecticides que pour les herbicides. En réalité, il est prévisible que l'occurrence de résidus herbicides dans les organismes constituant le réseau trophique récifal aurait été nettement plus importante s'il avait été possible de procéder à ces analyses avec des seuils de détections d'un ordre de grandeur plus faible.

DISCUSSION

Les travaux de recherche dont les résultats sont exposés ci-dessus se placent dans un contexte très général et plus que jamais d'actualité : celui de l'importance et des conséquences structurales et fonctionnelles sur les récifs coralliens de la contamination des eaux côtières par les pesticides utilisés dans l'agriculture intensive moderne (Fabricius *et al.*, 2005 ; Ramade & Roche, 2006).

Les travaux que nous avons effectués sur les communautés récifales de Polynésie française, et dont nous rendons compte, mettent en évidence une contamination diffuse et ubiquiste de ces dernières par des insecticides organochlorés : le lindane et le chlordécone ainsi que par divers herbicides appartenant aux groupes les plus utilisés en milieu tropical, en particulier des triazines, des dérivés de l'acide chloracétique et des urées substituées (diuron). Bien que la corrélation de la contamination par certains d'entre eux avec l'intensité des activités agricoles ne soit pas toujours évidente, essentiellement dans le cas du chlordécone, il est certain que les usages dans la production agricole constituent la cause majeure de leur présence.

Par ailleurs, il n'est pas fortuit que, dans nos recherches, nous ne trouvions pas de traces d'herbicides ou de lindane aux Gambier, archipel où les cultures de végétaux alimentaires sont très réduites, bien que dans les années 60 et 70 un certain nombre de jardins potagers existaient en rapport avec la demande du Centre d'Expérimentation du Pacifique. *A fortiori*, les résidus trouvés à Fakarava correspondent pour le lindane et chlordécone aux plus faibles valeurs détectées pour l'ensemble des échantillons des divers récifs compte tenu de l'isolement et de la faible pratique agricole propre à cet atoll, aucune trace d'herbicides n'y ayant été par ailleurs mise en évidence.

LA PRÉSENCE DE CHLORDÉCONE

En ce qui concerne le chlordécone, sa distribution très ubiquiste résulterait de ce que cet insecticide a été utilisé par le passé pour des usages autres qu'agricoles en Polynésie, essentiellement dans la protection des habitations contre les termites ainsi que dans la lutte contre la fourmi de feu (*Solenopsis invicta*) accidentellement introduite dans les îles de la Société. Toutefois, il faut de toute façon souligner que l'analyse statistique met en évidence une forte présomption de l'usage agricole de ce produit. En effet, les coefficients de corrélation lindane-

chlordécone se sont avérés significatifs tant pour les échantillons d'animaux herbivores analysés que pour ceux des autres invertébrés.

Une cause majeure du risque écotoxicologique relatif au chlordécone tient en ce que ce composé organochloré, dérivé du cyclobutapentalène possède une stabilité record dans les sols et les sédiments des biotopes aquatiques. Son temps moyen de résidence est en effet estimé *a minima* à plusieurs siècles, certains travaux ayant même suggéré qu'il pourrait atteindre une durée de vie de 7000 ans ! (in Devault, 2010). À titre d'exemple, des recherches ont été effectuées dans la rivière James et dans les eaux de la baie de Chesapeake aux États-Unis à la suite de leur contamination par l'unique usine américaine qui fabriquait du chlordécone, à Hopewell en Virginie. Cette usine déversait ses effluents contaminés par les résidus de fabrication de chlordécone dans cette rivière jusqu'à la date de sa fermeture en 1975. Un programme de suivi a été mis en place dès sa fermeture pour estimer le degré de contamination des peuplements de poissons de la James river par le chlordécone, ainsi que celui de la baie de Chesapeake, déversoir de cette rivière (Luellen *et al.*, 2006). Bien qu'un déclin assez rapide de la teneur en chlordécone des poissons de cette rivière et des eaux marines du nord de la baie ait été observé dans les premières années qui suivirent la fermeture de cette usine, les teneurs en chlordécone des poissons des zones contaminées se sont stabilisées sur un plateau au cours des deux dernières décennies et ne déclinent depuis que très lentement. En conséquence, la consommation des poissons de cette zone est toujours déconseillée plus de 35 ans après la fermeture de l'usine car les concentrations au milieu de la dernière décennie étaient encore de l'ordre de $50 \mu\text{g.kg}^{-1}$ en poids frais soit au-dessus des $20 \mu\text{g.kg}^{-1}$, seuil préconisé par les autorités internationales responsables de l'hygiène alimentaire ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ est équivalent à ng.g^{-1}). Certains échantillons de la James River présentent des concentrations qui dépassent aujourd'hui encore les $300 \mu\text{g.kg}^{-1}$, ancienne valeur limite préconisée dans l'alimentation humaine par la FDA aux États-Unis ! C'est dire toute la rémanence du chlordécone dans le milieu naturel.

Une préoccupation légitime est donc apparue à la suite à nos investigations antérieures dans les récifs de Tahiti et Moorea (Roche *et al.*, 2011) qui avaient mis en évidence la présence systématique de résidus de chlordécone dans la totalité des espèces analysées du réseau trophique récifal dans deux sites de chacune de ces deux îles. En effet, les pouvoirs publics des diverses collectivités françaises Outre-Mer ont actuellement en mémoire les préoccupations liées à l'usage intensif de cet insecticide aux Antilles françaises dans les bananeraies et aussi sur d'autres cultures tropicales d'exportation ou vivrières. Il en est résulté une contamination étendue des eaux marines côtières par ce pesticide (Bocquéné & Franco, 2005). Tant en Martinique (Coat *et al.*, 2005) qu'en Guadeloupe, la majorité des animaux marins consommés par l'homme présentaient des concentrations significatives en résidus de chlordécone, mais nettement inférieures aux valeurs limites seuils autorisées pour l'alimentation humaine, soit $20 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (= ng.g^{-1}). En Martinique, la valeur moyenne de contamination par le chlordécone calculée pour la totalité des échantillons des animaux prélevés dans les récifs coralliens a été estimée par les chercheurs de l'IFREMER à $1,4 \text{ ng.g}^{-1}$, cette moyenne étant plus faible en Guadeloupe avec $0,3 \text{ ng.g}^{-1}$ (Bertrand *et al.*, 2009). Toutefois, des résidus atteignant des concentrations excessives voire préoccupantes ont été détectés dans ces deux départements d'outre-mer. Ainsi en Martinique, 14 % des poissons présentaient des concentrations qui dépassaient les $20 \mu\text{g.kg}^{-1}$ et le record pour un poisson marin était le fait d'un grognard (*Haemulon carbonarus*) qui atteignait $126 \mu\text{g.kg}^{-1}$ alors qu'en milieu dulçaquicole le record était de plus de $600 \mu\text{g.kg}^{-1}$ en étang pour un *Tilapia* d'aquaculture. En Guadeloupe, bien que là encore les résidus se trouvaient en général à des concentrations inférieures à la valeur seuil, quelques poissons excédaient $50 \mu\text{g.kg}^{-1}$ et un vivaneau (*Lutjanus synagris*) affichait $133 \mu\text{g.kg}^{-1}$.

Jusqu'à présent, les concentrations de chlordécone que nous avons détectées dans les échantillons d'organismes récifaux de Polynésie française sont fort heureusement significativement au-dessous de la valeur limite pour l'alimentation humaine. La très grande majorité des échantillons que nous avons étudiés dans le cadre des recherches dont nous faisons ici état présentent une concentration par rapport au poids frais de l'ordre, voire inférieure, au $\mu\text{g.kg}^{-1}$.

Le maximum observé a été de 5,1 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans le muscle d'un mérou (*Epinephelus hexagonatus*) de Hao.

On pourrait en revanche s'étonner de la non-détection de pesticides organochlorés autres que le chlordécone ou le lindane. En effet, toutes les recherches effectuées dans des écosystèmes récifaux ont mis en évidence l'omniprésence de ces substances tant dans les récifs de Floride (Deichmann *et al.*, 1972 ; Glynn *et al.*, 1995) que dans ceux de l'Indo-Pacifique, comme par exemple sur la Grande Barrière de Corail australienne (Von Westerhagen & Klumpp, 1995). Cela est aussi en opposition avec les résultats de nos recherches antérieures et publiées, faites sur d'autres échantillons à Tahiti et Moorea (Roche *et al.*, 2011). Cela tient en ce qu'à la différence de nos travaux antérieurs publiés, la technique d'analyse utilisée ici, compte tenu des faibles masses de tissus par échantillon analysées, possédait une limite élevée de quantification des résidus, supérieure à 10 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour l'ensemble des chlorés, sauf pour le chlordécone où elle était inférieure à 0,15 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. Ce problème de la valeur relativement élevée des seuils de quantification explique également à notre avis l'absence fréquente de données quantitatives pour les herbicides.

LA PRÉSENCE D'HERBICIDES

Nos recherches ont également mis en évidence la présence de façon ubiquiste d'herbicides dans d'assez nombreux organismes récifaux que nous avons prélevés. Diverses investigations effectuées antérieurement et depuis le début des années 2000 ont mis en évidence le rôle de l'érosion des sols cultivés des bassins versants dans la contamination des eaux récifales par les produits chimiques utilisés en agriculture en général et plus particulièrement par les herbicides (cf. p. e. : Hutching *et al.*, 2005 ; Shaw *et al.*, 2005, 2009, 2010 ; Kitada *et al.*, 2008).

Bien que les concentrations en herbicides des échantillons analysés au cours de la présente étude soient distribuées de façon erratique dans l'échantillonnage provenant de plusieurs archipels, il a été observé, dans diverses espèces, des concentrations d'herbicides égales ou supérieures à 1 $\mu\text{g.kg}^{-1}$. Ainsi ont été relevées des concentrations de 2,5 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de diuron dans un crabe (*Scylla serrata*) de Raiatea et de 5 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de ce même herbicide dans un bénitier, *Tridacna maxima*, de Tubuai.

Ces concentrations en herbicides ont une importance particulière quant à la photosynthèse des algues symbiotiques hébergées dans les cellules endodermiques des coraux constructeurs de récifs. Quoique apparemment faibles et même si nous ne disposons pas d'analyses de tissus mous de coraux hermatypiques qui permettraient de conclure définitivement, les concentrations d'herbicides observées appellent à la vigilance car il existe des possibilités de bioconcentration avec certaines de ces substances. En effet, l'on peut considérer *a priori* qu'avec des herbicides, la substance active pénètre par simple transfert dans les tissus animaux à partir des eaux contaminées de sorte qu'en première approximation la teneur dans les tissus et celle dans l'eau de mer peuvent être considérées comme analogues.

Des recherches entreprises depuis la fin des années 1990 (Jones *et al.*, 1997 et suiv. ; Jones, 2005) ont montré que la fonction photosynthétique des zooxanthelles (*Symbiodinium* sp.) qui vivent en symbiose dans l'endoderme des madréporaires et autres invertébrés hermatypiques (elles se trouvent même dans le manteau des bénitiers) sont extrêmement sensibles aux herbicides, en particulier à ceux des groupes des dérivés des triazines et des urées substituées. Des concentrations dans l'eau de mer égales voire inférieures au $\mu\text{g.L}^{-1}$ de diuron provoquent expérimentalement une baisse significative de la photosynthèse en inhibant le photosystème II. Ainsi, l'étude *in vitro* de l'effet de cet herbicide sur le rendement quantique de la photosynthèse des zooxanthelles de *Stylophora pistillata*, par la mesure du rapport $\Delta F/F_m$, a montré que ce dernier diminuait dès une concentration 0,2 $\mu\text{g.L}^{-1}$ de diuron dans l'eau de mer (Jones & Kerswell, 2003). En outre, les effets toxiques de ces herbicides sont particulièrement prononcés sur les stades larvaires des coraux en particulier sur les planula dont ils inhibent la fixation et/ou le développement (Negri *et al.*, 2005 ; Shaw *et al.*, 2009). D'autres recherches ont montré par ailleurs que les triazines présentaient également une aptitude à inhiber la photosynthèse chez les *Symbiodinium* à des concentrations dans l'eau analogues à celles des urées substituées (Owen *et al.*, 2002). Une baisse du rendement quantique de la photosynthèse des

Symbiodinium de *Seriatopora hystrix* a même été observée dès la concentration de $0,05 \mu\text{g.L}^{-1}$ avec une triazine herbicide utilisée dans les peintures antifouling des coques de navires, l'Irgarol 1051 (Jones & Kerswell, 2003).

Les résultats de nos investigations permettent donc d'affirmer que la contamination des eaux marines récifales par des herbicides potentiellement dangereux pour les peuplements de coraux hermatypiques responsables de l'édification des récifs, même aux concentrations relativement faibles mesurées dans des organismes récifaux lors de cette étude, constitue un risque écotoxicologique potentiel pour la santé des écosystèmes de récifs coralliens à la suite de leur exposition à long terme.

CONCLUSIONS

Les recherches effectuées dans divers organismes récifaux (Mollusques Bivalves, Crustacés Décapodes et Poissons) provenant de plusieurs archipels de Polynésie française ont mis en évidence la présence quasi systématique de chlordécone, fort heureusement à de faibles concentrations qui se sont avérées toujours nettement inférieures à la LMR (Limite Maximale en Résidus) pour l'alimentation humaine. Cette valeur limite dans les aliments étant fixée à $20 \mu\text{g.kg}^{-1}$ alors que nous avons relevé au maximum $5,1 \mu\text{g.kg}^{-1}$ dans un seul individu de mérout de Hao sur un lot de 6 individus de cette espèce (*Epinephelus hexagonatus*) et sur un total de 48 échantillons de diverses espèces, objet de la présente recherche. Toutefois, compte tenu de l'omniprésence du chlordécone, nous suggérons que soit entreprise une campagne d'échantillonnage nettement plus étendue que celle réalisée dans cette étude en particulier dans les aires récifales les plus proches de la côte présomptivement les plus contaminées par des pesticides afin de vérifier si la contamination de poissons consommés par l'homme est toujours inférieure à la LMR établie par la réglementation assurant la sécurité alimentaire. Ces zones sont par priorité des récifs et lagons en aval de zones agricoles ainsi que des zones urbaines.

Nos travaux ont aussi montré la présence erratique mais non occasionnelle de divers herbicides appartenant à plusieurs importantes familles chimiques de ces substances ayant fait l'objet d'un large usage, à la fois quantitativement par les masses utilisées et par les surfaces et l'étendue des zones biogéographiques concernées. Cela est particulièrement vrai pour les dérivés des triazines et des urées substituées ou encore ceux de l'acide chloracétique. Il a été montré par plusieurs chercheurs travaillant sur la Grande Barrière de Corail australienne, en particulier à l'Australian Institute of Marine Sciences (AIMS) à Townsville, que les deux premières familles ont des effets considérable même à de très faibles concentrations sur l'activité photosynthétique des Dinophycées endosymbiotiques des coraux hermatypiques, les *Symbiodinium*. Les concentrations parfois relevées atteignent des niveaux qui pourraient affecter à long terme la santé des écosystèmes récifaux.

Ces recherches permettent de prédire que la pollution des eaux récifales par les herbicides représente une sérieuse menace pour la santé des écosystèmes de récifs coralliens (Jones, 2005 ; Ramade & Roche, 2006 ; Lewis *et al.*, 2009). Bien que les concentrations de ces herbicides dans l'eau de mer, mesurées par diverses équipes dans d'autres écosystèmes récifaux, soient le plus généralement inférieures à la LOEC (*Lower Observable Effective Concentration*), il subsiste qu'elles peuvent présenter, même à ces faibles concentrations, un effet potentiateur en combinaison avec d'autres stressés chimiques, ainsi qu'avec l'acidification et la hausse de température des eaux marines récifales (Sheikh *et al.*, 2009).

En conclusion, les résultats de nos recherches, exposés dans nos travaux déjà publiés ou faisant l'objet de la présente étude sur les biocénoses récifales de divers archipels de Polynésie française, suggèrent que les herbicides sont largement distribués dans les eaux marines de cette zone du Pacifique tropical et que les concentrations observées dans divers organismes laissent à penser qu'ils peuvent se rencontrer à des concentrations présentant un risque pour la santé et aussi la pérennité de ces écosystèmes coralliens.

Il nous paraît donc nécessaire que de nouvelles recherches *in situ* soient entreprises dans les réseaux trophiques des récifs coralliens de Polynésie française, en particulier sur

ceux de Tahiti et Moorea où les investigations que nous avons effectuées antérieurement à la présente étude suggèrent que les concentrations dans les organismes récifaux des principaux pesticides concernés sont significativement plus importantes que dans les autres écosystèmes coralliens de Polynésie française.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Stephen Yen Kai Sun et Christian Monier, Service de la Pêche, pour avoir soutenu ce projet d'investigations par une convention de recherche (Bernard Salvat), dans la continuité de l'aide apportée antérieurement par Annie Aubanel (IFRECOR Polynésie) dont les résultats ont été publiés en 2011. Les prélèvements d'organismes rassemblés par Christian Monier ont tous été disséqués par Elodie Lagouy (Reef Check Polynésie), à l'exception des crevettes d'Opunohu de Moorea qui l'ont été par Julie Petit, CRIOBE-EPHE. Les mérours de Fakarava ont été récoltés par Elodie Lagouy alors que les nacres des Gambier l'ont été par Serge Planes lors d'une mission dans cet archipel. Les tissus prélevés pour analyses ont été lyophilisés par Benoît Espiau, CRIOBE-EPHE et acheminés vers la métropole par plusieurs collègues de l'équipe USR 3278 CNRS-EPHE, Laboratoire d'Excellence CORAIL, dirigée par Serge Planes. Nous remercions vivement tous ces collègues pour l'aide apportée au projet de recherche. Nous remercions également Eric Brunaud pour la réalisation de certains graphiques et tableaux et la mise en page définitive du manuscrit.

RÉFÉRENCES

- BERTRAND, J.A., ABARNOU, A., BOCQUÉNÉ, G., CHIFFOLE, U.J.F. & REYNAL, L. (2009).— *Diagnostic de la contamination chimique de la faune halieutique des littoraux des Antilles françaises. Campagne 2008 en Martinique et en Guadeloupe*. Rapport IFREMER.
- BOCQUÉNÉ, G. & FRANCO, H. (2005).— Pesticides contamination of the coastline of Martinique. *Mar. Pollut. Bull.*, 51 : 3-8.
- COAT, S., BOCQUÉNÉ, G. & GODARD, E. (2006).— Contamination of some aquatic species with organochlorine in Martinique. *Aquat. Liv. Res.*, 19 : 181-186.
- DEICHMANN, W.B., CUBIT, D.A., MACDONALD, W.E. & BEASLEY, A.G. (1972).— Organochlorine Pesticides in the tissues of the Great barracuda (*Sphyraena barracuda*). *Arch. Toxicol.*, 29 : 287-309.
- DEVAULT, D. (2010).— *Le problème du Chlordécone aux Antilles*. Abstr. Congrès Annuel du Groupe Français des Pesticides, Banyuls (26-28/05/2010).
- FABRICUS, K., DE'ATH, G., MCCOOK, L. ET AL. (2005).— Changes in algal, coral, and fish assemblages along a water quality gradient on the inshore Great Barrier Reef. *Mar. Pollut. Bull.*, 51 : 384-398.
- GLYNN, P.W., RUMBOLD, D.G. & SNEDAKER, S.C. (1995).— *Organochlorine pesticides residues in marine sediments and biota from the northern Florida reef tract*.
- HILL, R., FRANKART, C. & RALPH, P.J., (2005).— Impact of bleaching conditions on the components of non-photochemical quenching in the zooxanthellae of a coral. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 322 : 83-92.
- HUTCHINGS, P., HAYNES, D., GOUDKAMP, K. & MCCOOK, L. (2005).— Catchment to reef : water quality issues in the Great Barrier Reef Region : an overview. *Mar. Pollut. Bull.*, 51 : 3-8.
- JONES, R.J. (2004).— Testing the photoinhibition model of coral bleaching using chemical inhibitors. *Mar. Ecol. Prog. Series*, 28 : 133-145.
- JONES, R.J. (2005).— The ecotoxicological effects of Photosystem II herbicides on corals. *Mar. Pollut. Bull.*, 51 : 495-506.
- JONES, R.J. & KERSWELL, A.P. (2003).— Phytotoxicity of Photosystem II (PSII) herbicides to coral. *Mar. Ecol. Prog. Series*, 26 : 149-151.
- JONES, R.J., MÜLLER, J.F. & HAYNES, D. (1997).— Effects of herbicides diuron and atrazine on corals of the Great Barrier Reefs, Australia. *Mar. Ecol.*, 48 : 517-522.
- JONES, R.J., MÜLLER, J.F., HAYNES, D. & SCHREIBER, U. (2003).— The effects of the herbicides diuron and atrazine on corals of the Great Barrier Reefs. *Mar. Ecol. Prog. Series*, 251 : 153-167.
- KITADA, Y., KAWAHATA, H., SUZUKI, A. & OOMORI, T. (2008).— Distribution of pesticides and bisphenol A in sediments collected from rivers adjacent to coral reefs. *Chemosphere*, 71 : 2082-2090.
- LEWIS, S.E., BRODIE, J.E., BAINBRIDGE, Z.T. ET AL. (2009).— Herbicides : A new threat to the Great Barrier Reef. *Envir. Poll.*, 157 : 2470-2484.
- LUELLEN, P.R., VADAS, G.G. & UNGER, M.A. (2006).— Kepone in James River Fish : 1976 – 2002. *Sci. Total. Envir.*, 358 : 286-297.
- NEGRI, A., VOLHARDT, C., HUMPHREY, C. ET AL. (2005).— Effects of herbicide diuron on the early life stage of coral. *Mar. Pollut. Bull.*, 51 : 370-383.
- OWEN, R., KNAP, A., TOARSPEN, M., & CARBERY, K. (2002).— Inhibition of coral photosynthesis by antifouling herbicide Irgarol 10515. *Mar. Pollut. Bull.*, 44 : 623-632.

- RÄBERG, S., NYSTRÖM, M., ERÖS, M. & PLATMAN, P. (2003).— Impact of herbicides 2,4 D and diuron on the coral *Porites cylindrical*. *Marine Env. Res.*, 526 : 503-514.
- RAMADE, F & ROCHE, H. (2006).— Effets des polluants sur les écosystèmes récifaux. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 61 : 3-33.
- ROCHE, H., SALVAT, B. & RAMADE, F. (2011).— Assessment of the pesticides pollution of coral reefs communities from French Polynesia. *Rev. Ecol. (Terre et Vie)*, 66 : 3-10.
- SHAW, M., FURNAS, M.J., FABRICIUS, K. ET AL. (2010).— Monitoring pesticides in the great barrier reef. *Mar. Pollut. Bull.*, 60 : 113-122.
- SHAW, M. & MÜLLER, J.F. (2005).— Preliminary evaluation of the occurrence of herbicides and PAHs in the wet tropic region of the great barrier reef, Australia, using passive samplers. *Mar. Pollut. Bull.*, 51 : 876-881.
- SHEIKH, M.A., FUJIMURA, H., MYAGI, T. ET AL. (2009).— Detection and ecological threats of PS II herbicide diuron on coral reefs around the Ryukyu Archipelago, Japan, *Mar. Pollut. Bull.*, 58 : 1922-1952.
- VON WESTERHAGEN, H. & KLUMPP, D.W. (1995).— Xenobiotics in fish from Australian tropical coastal waters, including Great Barrier Reef. *Mar. Pollut. Bull.*, 51 : 876-881.
- WILKINSON, C (ed.) (2008).— *Status of coral reefs of the world 2008*. Global Coral Reef Monitoring Network and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia.

ERRATUM

Assessment of the pesticides pollution of coral reefs communities
from French Polynesia

H. ROCHE, B. SALVAT & F. RAMADE

Rev. Ecol. (Terre et Vie), vol. 66, 2011: 3-10.

TABLE I (p. 5)

Read title as follows: *Concentrations (geometric mean of analysed samples) in muscle and tegument of chloroacetamines herbicides (alachlore and metolachlore) in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ and kepone in $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$, in samples from Moorea and Tahiti. Values are expressed wet weight. n (number of analysed samples) = 4 to 6, nd = not detected, nm = not measured.*

Figure 1 (p. 5)

- Y axis concentrations are in nanogram per kilogram (not per gram) of wet weight.
- captions of columns for *Tridacna* and *Halodeima* have to be reversed.
- in the caption of the figure: “areas” concerned are only those of Tahiti.

TABLE II (p. 6)

Read title as follows: *Concentrations (geometric mean of analysed samples) of herbicides (trifluraline, atrazine, simazine, terbuthyazine and diuron). Values expressed in $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ wet weight. n (number of analysed samples) = 4 to 6, nd = not detected, nm = not measured.*