

Les agressions
d'origine anthropique
sur le milieu marin côtier
et leurs effets sur
les écosystèmes coralliens
et associés de la Martinique

Edition MARS 2004

S. BRUGNEAUX, L. PIERRET, V. MAZATAUD

Observatoire du Milieu Marin Martiniquais - OMMM
7, avenue Condorcet 97200 Fort de France
Tel. : 0596 39 42 16 Fax.: 0596 63 93 04
ommm@wanadoo.fr

Photo: Laurent Jouet



Les Cahiers de l'Observatoire N°1

Sommaire

Remerciements

Introduction

PREMIERE PARTIE	7
LES AGRESSIONS D'ORIGINE ANTHROPIQUE	7
SUR LE MILIEU MARIN COTIER	7
<hr/>	8
Les pollutions	8
<hr/>	9
Les pollutions d'origine agricole	9
L'agriculture martiniquaise	9
Les engrais	9
Les pesticides	10
Les pesticides : conclusion	20
L'élevage	20
<hr/>	22
Les pollutions d'origine agricole : conclusion	22
<hr/>	23
Les pollutions d'origine industrielle	23
Le secteur industriel martiniquais	23
Les principales pollutions : N, P et MO	24
Les hydrocarbures	28
Les métaux lourds ou éléments traces	28
<hr/>	32
Les pollutions d'origine industrielle : conclusion	32
<hr/>	33
Les pollutions d'origine domestique	33
Les eaux usées : produits chimiques, MO, microorganismes pathogènes	33
Les macrodéchets	34

<hr/>	37
Les pollutions d'origine domestique : conclusion	37
<hr/>	38
Les pollutions : conclusion	38
<hr/>	40
Les dégradations physiques	40
Les matières en suspension	40
Les destructions mécaniques	43
<hr/>	44
Les dégradations physiques : conclusion	44
<hr/>	45
L'exploitation	45
La pêche	45
Le tourisme	46
<hr/>	48
L'exploitation : conclusion	48
<hr/>	49
LES AGRESSIONS D'ORIGINE ANTHROPIQUE SUR MILIEU MARIN COTIER : CONCLUSION	LE 49
<hr/>	50
DEUXIEME PARTIE	50
EVALUATION DES EFFETS SUR LES CORALLIENS ET ASSOCIES	ECOSYSTEMES 50
<hr/>	51
Impacts sur les écosystèmes coralliens	51
Effets des matières en suspension (MES)	51
Effet des nitrates : eutrophisation et prolifération algale	54
Effet des rejets de Phosphore	56
Effet des rejets de matière organique	57

Effet des rejets acides	57
Effet des pollutions bactériennes	58
Effet des hydrocarbures	58
Effet des pesticides	61
Effet des détergents	64
Effet des éléments traces métalliques	65
Effet de l'exploitation des herbivores	67
Impacts des destructions mécaniques	67
<hr/>	
Impacts sur les écosystèmes coralliens : conclusion	69
<hr/>	
Impacts sur les écosystèmes associés	70
Impacts sur les mangroves	70
Impacts sur les herbiers de phanérogames	72
<hr/>	
Impacts sur les écosystèmes associés : conclusion	75
<hr/>	
EVALUATION DES EFFETS SUR LES ECOSYSTEMES CORALLIENS ET ASSOCIES : CONCLUSION	76
<hr/>	
CONCLUSION GENERALE	77
Bibliographie	80
Annexes	87
Illustration de la page de garde	
Photo : L. Juhel.	
Illustration interne du document	
Photos : L. Juhel et DIREN	
Ce document doit être cité comme suit :	
BRUGNEAUX S., PIERRET L., MAZATAUD V., 2004.- Les agressions d'origine anthropique sur le milieu marin côtier et leurs effets sur les écosystèmes coralliens et associés de la Martinique.- Les Cahiers de l'Observatoire, No.1, Edition 2004.- Fort de France : Observatoire du Milieu Marin Martiniquais, 96 p.	

Remerciements

Cette étude résulte d'un travail de recherche, de mise à jour et de réflexion tant sur les données relatives aux pressions anthropiques qui peuvent s'exercer sur les écosystèmes coralliens de Martinique que sur leurs effets sur ces milieux.

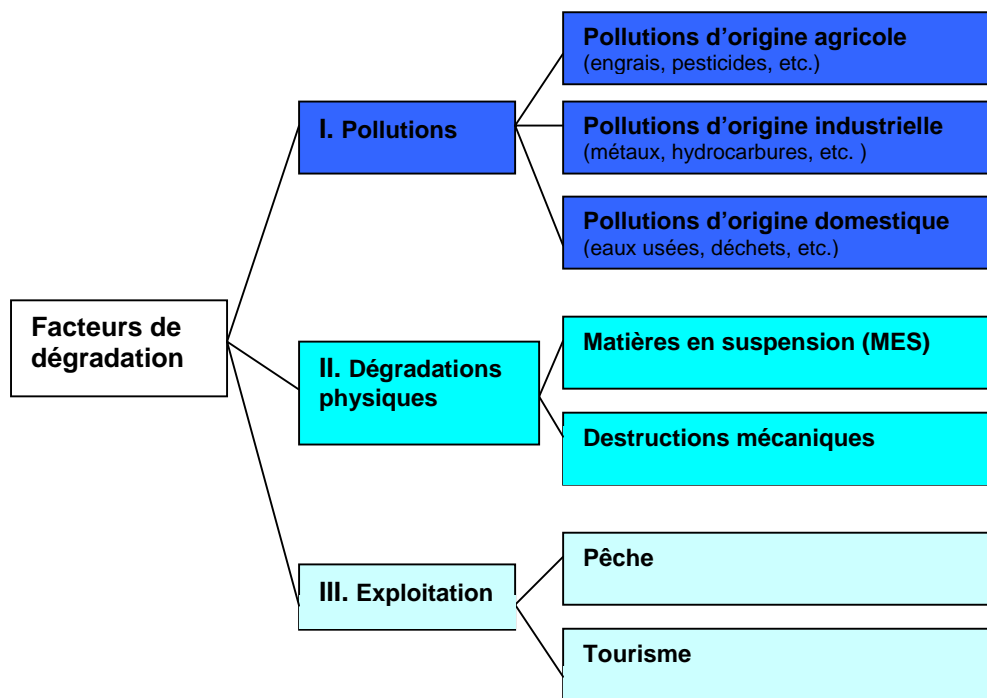
Compte tenu du manque d'informations disponibles de manière synthétique, nous avons fait appel à de nombreuses personnes ressources. Nous tenons à les remercier de leur concours : Monsieur Pierre Miramand et Madame Florence Caurant (Université de la Rochelle), Monsieur Gilles Bocquené (IFREMER), Monsieur Gilles Monod (INRA Rennes), Messieurs Laurent Dumont, Pascal Marras, Alain Delaunay, Bruno Capdeville (DIREN Martinique), Monsieur Pancrate (CQEL /DDE), Madame Délice Nicar et Monsieur Didier Lampin (DDAF Martinique), Madame Dubuc (DDAF Guadeloupe), Messieurs Gervais et Charageat (DRIRE Martinique), Monsieur Didier Camille (DSDS Martinique).

Nous remercions particulièrement les personnes qui ont bien voulu participer à la relecture critique de ce travail : Monsieur Patrick Bertrand (Service de Protection des Végétaux /DAF), Monsieur Alain Pibot (Cellule Nature Faune Flore /DIREN), Monsieur Michel Pichon (université de Perignan), Monsieur Claude Bouchon et Madame Yolande Bouchon-Navaro (UAG), Pascal Saffache (UAG).

Introduction

L'île de la Martinique possède 70 km de linéaire récifal environ. BOUCHON et BOUCHON-NAVARO (1998) estiment que 80 % de ces récifs sont en voie de dégradation. Cette dégradation serait principalement causée par les activités anthropiques, dont les effets affaiblissent les capacités de résistance des écosystèmes face aux agressions naturelles.

L'objectif de ce travail est de réaliser un état des lieux de l'impact des dégradations affectant le milieu marin côtier sur les écosystèmes récifaux martiniquais : récifs coralliens, herbiers de phanérogames et mangroves. De ce fait, nous nous sommes intéressés dans une première partie à l'identification et la description de l'ensemble des facteurs de dégradation pouvant menacer le milieu marin côtier. Ce travail a nécessité la recherche et la collecte de données qualitatives et quantitatives que nous avons voulues les plus complètes et actuelles que possible. Ces informations ne sont toutefois pas exhaustives. Cette partie s'articule autour des trois types d'agressions anthropiques identifiés : les pollutions, les dégradations physiques et l'exploitation :



La seconde partie est consacrée à l'étude des impacts connus ou potentiels des facteurs de dégradation identifiés sur les écosystèmes récifaux martiniquais. Cette étude se base sur les observations réalisées à la Martinique, ou, quand celles-ci n'existent pas, les impacts potentiels sont évalués grâce à des normes de toxicité ou à des études scientifiques de référence réalisées dans la région caraïbe ou dans le monde entier.

Le lecteur notera le déséquilibre du volume d'information contenu dans ce rapport en fonction des parties et des thèmes abordés. Ce déséquilibre s'explique en partie par la grande variabilité des données disponibles à la Martinique selon le type de dégradation et l'écosystème auxquels on s'intéresse. D'autre part, l'estimation des impacts s'est avérée difficile car la littérature est éparse et difficile à réunir.

Cette synthèse est destinée à faire l'objet d'une continuelle actualisation de son contenu afin de servir de base d'information et de réflexion. Elle sera complétée au fil de nos recherches bibliographiques et de l'avancée des recherches scientifiques.

1.



première partie

Les agressions d'origine anthropique

sur le milieu marin côtier



Les pollutions

La Martinique est essentiellement de nature volcanique et présente un relief accentué dans sa partie nord (Montagne Pelée à 1397 m et Pitons du carbet à 1196 m). Le climat présente deux saisons, la saison sèche, Carême, de février à avril, et la saison humide, l'hivernage, de juillet à octobre. La moitié Nord, au fort relief, est plus arrosée (4000 à 4500 mm/an en moyenne) que la partie Sud (1000 à 2000 mm/an) (Anonyme, 2002h). L'île possède un important réseau hydrographique avec plus de 70 cours d'eau.

Considérant la densité du réseau hydrographique, le régime pluviométrique durant la saison des pluies et la fragilité du substrat superficiel facilement érodable, l'érosion est forte et entraîne avec elle une grande part des rejets qui débouchent directement dans la mer (Anonyme, 2002h).

Cette première partie a pour objectif d'identifier les différents facteurs de pollution menaçant le milieu marin côtier martiniquais.

Il est important de noter que cette étude s'est confrontée à un problème majeur : l'absence de suivi opérationnel de la qualité des eaux littorales. En effet, la mise en place du RNO (Réseau National d'Observation) « hydrobiologie » est très récente en Martinique (com. pers. PANCRATE) : l'extension de la surveillance RNO aux Antilles a été décidée en 1999 et les premiers prélèvements en Martinique ont débuté en septembre 2001, les premières années de campagnes pouvant être considérées comme expérimentales (COURGEON et COURTRAY, 2003). Les dosages (salinité, MES, Nitrates, Nitrites, Ammonium, Phosphates) assurés par la CQEL (Cellule Qualité des Eaux Littorales) sont réalisés au niveau de 7 points situés dans la Baie de Fort de France, au rythme d'une campagne par mois (COURGEON et COURTRAY, 2003). La structure du réseau et son fonctionnement étant désormais acquis, le plan de mise en place du RNO passe actuellement dans sa deuxième phase, visant à améliorer la qualité et la rigueur des opérations (COURGEON et COURTRAY, 2003).

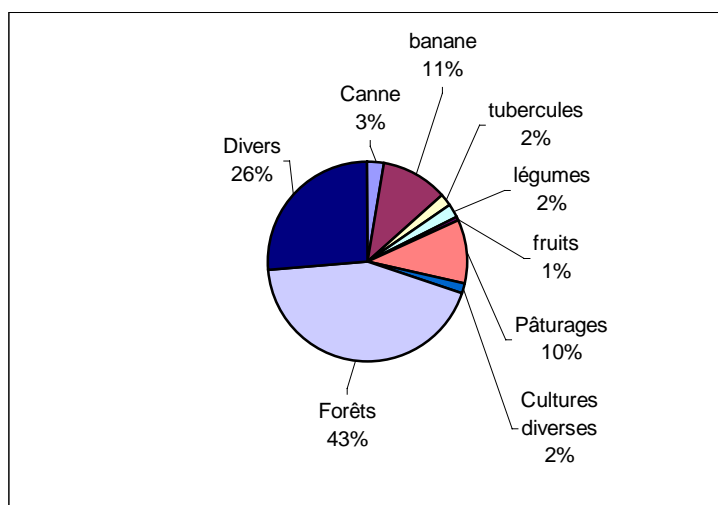
Ainsi, les informations contenues dans cette première partie proviennent en grande partie d'études ponctuelles réalisées en milieu marin, ou des suivis réalisés en eaux douces.

Les pollutions d'origine agricole

L'agriculture martiniquaise

Les productions primaires (pêche et agriculture) représentent 7,7 % du PIB (INSEE, 1995 in BOUCHON et BOUCHON-NAVARO, 1998).

Les exportations reposant à 80 % sur les produits agro-alimentaires, l'agriculture est un secteur développé de l'économie martiniquaise, mais elle repose sur la pratique de la monoculture de la canne ou de la banane, qui appauvrit les terres. En conséquence, les quantités d'engrais employées sont très importantes.



En 2001, la Surface Agricole Utile (SAU), occupant un tiers de l'île, s'élève à 33 390 ha dont 9 310 ha de banane et 3 214 ha de canne à sucre (Anonyme, 2002e)(Cf. Figure 1).

Figure 1 : Utilisation du sol en Martinique (Anonyme, 2000e)

Les cultures de cannes sont concentrées autour de la baie de Fort de France et de la baie du Galion. Quant aux cultures bananières, elles sont présentes en majorité dans la partie nord atlantique (de Trinité à Grandrivière) et au centre de l'île (Cf. Annexe 1).

Les engrais

Les importations

Selon les douanes, 34 731 tonnes d'engrais ont été importées en 2001, dont 32 875 tonnes d'engrais chimiques (Cf. Tableau 1). A cette quantité d'engrais, il faut cependant rajouter le tonnage des fumures naturelles produites localement (35.000 m³ de lisier, fumier) (Anonyme, 1999).

Tableau 1 : Importations d'engrais en 2001 en Martinique (en tonnes de produit brut) – comparaison avec la Guadeloupe (Sources Douanes, 2001 in Anonyme, 2002e et DAF Guadeloupe, 2003).

Nature des engrais	Quantité d'engrais importée (en t) en 2001	
	Martinique	Guadeloupe
Phosphatés	6 877	-
Azotés	125	-
Potassiques	14 694	-
Complexes	11 179	-
Naturels	1 856	-
Total (en tonnes)	34 731	22 632
Total (en kg/ha de SAU)	1 040	474

Les utilisations déclarées

Les quantités estimées utilisées ne sont connues que pour les cultures de la canne et de la banane, qui sont organisées en groupement de producteurs (Cf. [Tableau 2](#)).

[Tableau 2](#) : Quantités de nutriments utilisées à la Martinique (t/an) et pertes estimées en nutriments (t/an) pour les cultures de la banane et de la canne (Anonyme, 1998b).

Nutriments	Charges annuelles banane et canne (t/an)	Estimation des pertes (t/an)	Pertes en % des charges annuelles
Azote (N)	3705	245 à 612	6 % à 16 %
Phosphore (P)	1119	12 à 25	1 % à 2 %

Estimation des pertes

Pour estimer les pertes, on s'est basé, faute d'éléments plus pertinents, sur les pertes moyennes à l'hectare de cultures intensives sur les bassins versants de métropole (Anonyme, 1998b) (Cf. [Tableau 2](#)). Or, au vu des conditions locales, en terme de pentes, de pédologie, de modes de culture et de pluviométrie, on peut supposer que ces pertes sont supérieures en Martinique.

Voir : [Effet des Nitrates : eutrophisation et prolifération algale](#) et [Effet des Rejets de Phosphore](#)

Les pesticides

L'utilisation des pesticides en Martinique concerne en premier lieu l'activité agricole, bien qu'il ne faille pas écarter les autres usages, domestiques, d'entretien des espaces publics et de lutte anti-vectorielle (Anonyme, 2003b).

Bref historique des pesticides utilisés à la Martinique

Dans les années 60, la plupart des molécules utilisées dans la lutte contre les parasites animaux appartient à la famille chimique des organochlorés (principalement l'HCH, l'aldrine et la dieldrine). A la fin des années 60, ces molécules sont remplacées progressivement par un autre organochloré, plus efficace, le chlordécone. Suspectés de contaminer les sols et les milieux aquatiques, les organochlorés font l'objet dès 1971 de restrictions visant à réduire leur emploi, mais celles-ci ne s'appliquent pas aux Antilles (BOCQUENE, 2002).

Dans les années 80-90, l'arrivée de nouvelles molécules, à rémanence plus courte et à toxicité immédiate, les organophosphorés et les carbamates, met progressivement fin à l'usage des organochlorés. Le chlordécone est interdit en Martinique en 1993. Les premières générations d'organophosphorés (malathion, méthylparathion, disulfoton, diazinon) sont largement utilisées sur l'île. Puis ces molécules disparaissent à leur tour au profit de molécules organophosphorées moins toxiques (terbuphos, cadusaphos, izasophos, phénamiphos...). Ce renouvellement est accéléré par les nouvelles réglementations européennes (BOCQUENE, 2002). En 1998, les organophosphorés représentaient la très grande majorité des produits importés (près de 90%) (BOCQUENE, 2002).

Ces dernières années, des réglementations sévères ont été mises en place à l'échelle européenne et nationale. En 2003, 160 substances actives et 600 produits phytopharmaceutiques ont été retirés du marché français (Anonyme, 2003b). En Martinique, la prise de conscience des techniciens et agriculteurs, l'évolution des pratiques et l'organisation des filières sont autant de signes de réels progrès en matière de pesticides (com. pers., BERTRAND).

Les quantités utilisées à la Martinique

En 2002, et d'après le service des Douanes, 2382 tonnes de pesticides ont été importées en Martinique (Cf. [Tableau 3](#)) (les quantités indiquées sont des quantités de produit brut, comprenant les diluants, enrobages, emballages).

On remarque que les importations en Martinique en 2002 sont du même ordre de grandeur que celles de la Guadeloupe et qu'elles ont diminué par rapport à 1998 (Cf. [Tableau 3](#)) ; cette diminution peut s'expliquer par les réglementations sévères mises en place en matière de pesticides.

Les insecticides/nématicides représentent plus de la moitié des tonnages importés (58%), (contrairement à la métropole où les herbicides représentent 70% des produits utilisés) (BOCQUENE, 2002).

[Tableau 3](#) : Importations de produits phytosanitaires en 1998 et 2002 en Martinique (en tonnes de produit brut) - comparaison avec les importations en Guadeloupe en 2002 (Sources BOCQUENE, 2002 ; DAF Martinique, 2003 ; DAF Guadeloupe, 2003).

Familles de pesticides	Quantités importées en tonnes de produits brut		
	Martinique /1998	Martinique /2002	Guadeloupe /2002
Insecticides/Nématicides	1816	1 375	1546
Herbicides	459	526	445
Fongicides	152	148	58
Désinfectants	-	185	-
Autres	295	146	216
TOTAL	2722	2382	2265

Les quantités indiquées prenant en compte à la fois les activités agricoles et non agricoles (le service des Douanes ne fait aucune différence sur l'utilisation des produits), elles ne correspondent donc en aucun cas aux quantités utilisées par l'agriculture (com. pers. BERTRAND, 2004). A la Martinique, comme en métropole, il est difficile de connaître avec certitude la nature et les quantités de produits phytosanitaires utilisés par le secteur agricole (BALLAND *et al.*, 1998). Par ailleurs, en Martinique, ces difficultés sont accentuées par le manque de centralisation et de synthèse des données relatives à la problématique des pesticides.

Plusieurs études et enquêtes ont été réalisées en vue de faire le point sur les quantités de pesticides réellement utilisées en agriculture (Cf. [Tableaux 4 à 6](#)). Le [Tableau 4](#) est issu des résultats d'une enquête du CIRAD datant de 1996 et correspond aux utilisations déclarées par la profession agricole. En 1996, 1402 tonnes de produits sont déclarées par la profession. La même année, 2562 tonnes ont été déclarées à la Douane. La différence entre ces deux chiffres, soit 1160 tonnes, correspond donc à la quantité de pesticides utilisée par les activités non agricoles, qui est donc du même ordre de grandeur et donc loin d'être négligeable.

[Tableau 4](#) : Quantités de pesticides utilisées par type de culture en 1996 (CIRAD, 1996 in BALLAND *et al.*, 1998).

Types de culture	Quantités de produits bruts utilisées en Martinique en 1996 en tonnes			
	Insecticides/Nématicides	Fongicides	Herbicides	TOTAL
Ananas	98	négligeable	4	102
Banane	948	45 (+25 post récolte)	213	1206 (+ 25)
Canne à Sucre	négligeable	négligeable	6,5	6,5
Maraîchage	4,1	3,1	45	52,2
Cultures Fruitières	6	1,2	3,5	10,7
TOTAL	1 056	49,3 (+25)	272	1402

Au vu des chiffres présentés, la culture de la banane est de loin la culture qui utilise le plus de pesticides, devant la culture de l'ananas et les cultures maraîchères, en seconde position. On peut donc supposer que la majorité des agressions dues aux pesticides sera localisée à la sortie des bassins versants caractérisés par cette culture : Nord Atlantique, Baie de Fort de France et Centre Atlantique (Cf. [Figure 2](#)).

Le [Tableau 5](#) présente les quantités de matières actives utilisées sur la banane en 1998 par famille de pesticides. En 1998, 144 tonnes de matières actives ont été dispersées dans le milieu.

[Tableau 5](#) : Quantités de matières actives utilisées sur la banane et la canne à sucre en Martinique en 1998 (Anonyme, 1998b ; BALLAND, 1998).

Familles de pesticides	Quantité de matière active utilisée en kg/ha/an	Quantité de matière active utilisée en tonnes/an
Banane		
Insecticides/Nématicides	8,8	77
Herbicides	3,7	32,3
Fongicides	3,1 (+ 15 l d'huile)	27 (+ 130,7 m ³ d'huile)
Total		136,3
Canne à sucre		
Herbicides (Total)	2,16	7,6
TOTAL		143,9

Le tableau en [Annexe 2](#) présente les principales molécules utilisées sur la banane, les tonnages en produit brut et les tonnages en matière active correspondants pour les années 1999 et 2002. En 1999, 1050 tonnes de produits, correspondant à 146 tonnes de matières actives ont été dispersées, dont 753 tonnes d'insecticides/nématicides qui représentent de loin les pesticides les plus utilisés devant les herbicides et les fongicides (Cf. [Annexe 2](#)).

En 2002, 528 tonnes de matières actives d'insecticides/nématicides ont été dispersées, soit une quantité nettement inférieure à 1999. Cela est nettement dû à la diminution de l'utilisation du principal insecticide utilisé contre les charançons des bananiers, le Régent® (fipronil) et des 3 principaux nématocides utilisés sur la banane : le Témik® (aldicarbe), le Counter® (terbufos), et le Miral® (isazophos) (Cf. [Annexe 2](#)). Un nouveau nématocide a été mis sur le marché, le némathorin® (fosthiazate) qui fait actuellement l'objet d'une autorisation provisoire et d'un suivi post-homologation (com. pers. BERTRAND, 2004).

En 2003, les quantités mises en jeu seraient encore réduites avec l'interdiction de nombreuses molécules et de nombreux produits, dont les produits précédemment cités (hors némathorin®) (com. pers. BERTRAND, 2004).

Suivi des pesticides en eau douce et normes appliquées

En Martinique, des dosages de pesticides dans l'eau douce sont réalisés dans le cadre des deux suivis de la qualité des eaux douces menés par la DSDS et la DIREN. La DSDS contrôle la qualité de l'eau potable. Les prélèvements sont réalisés au niveau des sources de captage (eaux superficielles ou souterraines) à des fréquences variables selon les sites (selon le nombre d'habitants desservis par la ressource) (Anonyme, 2001b, Anonyme, 2002d). La DIREN contrôle la qualité des eaux superficielles : elle effectue 2 prélèvements par an, un en saison sèche, l'autre en saison humide, ceci sur une trentaine de stations réparties sur l'île à l'embouchure des rivières (Cf. [Annexe 3](#)).

Compte tenu des objectifs de cette étude, ce sont les résultats des dosages de la DIREN qui paraissent les plus intéressants, au moins d'un point de vue qualitatif : les stations de mesure étant situées à l'embouchure des rivières, donc très proches du milieu marin, il est très probable que les molécules détectées soient retrouvées en aval dans les eaux marines.

Toutefois, la portée du suivi DIREN est limitée par : - la faible fréquence des mesures (2 à 3 prélèvements par an) qui n'est pas suffisante pour obtenir une image représentative des apports en pesticides durant l'année (par ailleurs, il existe une réelle contrainte au niveau du coût car l'analyse des échantillons est réalisée en métropole (Anonyme, 2001d)) ; - le faible recul sur les données qui ne permet pas encore de dégager des évolutions significatives (le suivi n'est réellement opérationnel que depuis 5 ans seulement) (Anonyme, 2002f).

Le tableau suivant présente les principales familles chimiques de molécules détectées dans les eaux douces et marines de Martinique (Cf. [Tableau 6](#)).

Tableau 6 : Les principales familles de pesticides retrouvées en Martinique (Anonyme, 2001b, complété)

Familles de pesticides	Familles chimiques (liste non exhaustive)	Exemples de molécules
	Organochlorés	HCH alpha, HCH beta, HCH gamma (lindane), chlordécone, endosulfan, dieldrine
INSECTICIDES	Organophosphorés	cadusaphos, phénamiphos, terbufos, isazophos, chlorpyriphos éthyl, méthyl parathion
	Carbamates	aldicarbe
	Triazines	atrazine, amétryne, simazine, terbuthylazine, hexazinone
HERBICIDES	Diazines	bromacil
	Dérivés de l'urée	diuron
	Carbamates, Dithiocarbamates...	thiabendazole
FONGICIDES	Triazoles	propiconazole, bitertanol
	Imidazoles	imazalil
AUTRES	(Nématicides, acaricides, rodenticides, molluscicides, réducteurs de croissance, agents de mûrissement ...)	

Les résultats des dosages de la DSDS sont analysés en tenant compte des normes de qualité fixées pour la production d'eau potable.

En France, les eaux brutes superficielles ou souterraines utilisées pour la production d'eau d'alimentation ne doivent pas dépasser les valeurs-seuil suivantes (décret n°89-3 du 3 janvier 1989 modifié) :

- 0,1 µg/l par matière active ou par produit de dégradation, à l'exception des molécules suivantes : aldrine, dieldrine, heptachlore et hepta chlorepoxyde pour lesquelles la valeur-seuil est fixée à 0,03 µg/l.
- 0,5 µg/l pour la somme totale des concentrations en matières actives (Anonyme, 2001a).

Il est important de noter que ces deux valeurs-seuil sont des valeurs qui ont été fixées arbitrairement, à défaut de connaissances plus poussées sur la toxicité réelle des résidus (principe de précaution) (com. pers. BERTRAND, 2004). Par ailleurs, l'OMS souligne que la norme concernant les concentrations cumulées ne tient pas compte des éventuels effets synergiques des différentes molécules (com. pers. BERTRAND, 2004). Néanmoins, ces normes sont les seules normes existantes.

A l'heure actuelle, il n'existe pas de normes concernant la toxicité environnementale des pesticides, comme il en existe pour d'autres paramètres physico-chimiques ou bactériologiques (ex : SEQ-eau). A défaut, les résultats des dosages des eaux superficielles de rivières sont analysés par la DIREN, et dans ce document, en se référant aux normes pour l'eau potable.

Détection des pesticides au niveau des sources de captage

36 molécules ont été détectées sur l'ensemble des ressources en eau potable analysées sur la période 1999-2001 (Anonyme, 2001c) (Cf. Annexe 4). Les organochlorés (chlordécone, dérivés de l'HCH, ...) représentent une part importante des molécules détectées, bien qu'ils aient été interdits depuis longtemps. Pour la plupart des molécules, les détections sont peu fréquentes et les concentrations faibles.

Une douzaine de molécules dépassent la valeur réglementaire de 0,1 µg/l, parmi elles, certaines molécules se distinguent en dépassant cette valeur fréquemment :

- deux organochlorés : le HCH beta et le chlordécone. Ces molécules, interdites depuis 1987 et 1993, respectivement, ne sont plus utilisées *a priori*, la contamination des eaux résulte donc des résidus encore présents dans les sols (elles contaminent surtout trois ressources : la source Gradis, les rivières Capot et Monsieur) ;
- des carbamates : les dérivés sulfoné et sulfoxide de l'aldicarbe (Anonyme, 2001c).

Les concentrations maximales des molécules ne sont pas particulièrement élevées. Deux molécules se détachent toutefois : le chlordécone (0,8 µg/l) et le bromacil (1µg/l) (Anonyme, 2001c).

Détection des pesticides à l'embouchure des rivières

Les informations suivantes sont issues des résultats du suivi mené par la DIREN.

Le Tableaux 7 présente un classement des molécules de pesticides présentant les fréquences de détection les plus élevées durant la période 1999-2002.

Tableau 7 : Molécules de pesticides les plus fréquemment détectées durant la période 1999-2002, les concentrations maximales correspondantes et les résultats pour l'année 2002 (Données DIREN, 2003).

Molécule	Famille*	Famille chimique	Fréquence de détection		Concentration maximale en µg/l	
			1999-2002	en 2002	1999-2002	en 2002
Chlordécone**	I	organochlorés	0,84	0,35	4,4	0,67
HCH beta	I	organochlorés	0,53	0,05	1,19	0,65
Amétryne	H	triazines	0,2	0,35	5,19	5,19
Diuron	H	dérivés de l'urée	0,18	0,05	1	0,37
Simazine	H	triazines	0,18	0,1	0,54	0,13
Bromacil	H	diazines	0,13	0	2	0
HCH alpha	I	organochlorés	0,09	0	0,07	0
Dieldrine	I	organochlorés	0,08	0	0,06	0
Bitertanol	F	triazoles	0,08	0	9,71	0

* I : Insecticide; H : Herbicide; F : Fongicide ** non recherché en mai 1999

Le Tableau 8 présente les molécules montrant les concentrations maximales les plus élevées sur la période 1999-2002. Il permet de mettre en évidence des molécules qui ne sont pas détectées fréquemment mais qui présentent ponctuellement des concentrations élevées.

Tableau 8 : Molécules de pesticides présentant les concentrations maximales les plus élevées durant la période 1999-2002, et les résultats pour l'année 2002 (Données DIREN, 2003).

Molécule	Famille*	Famille chimique	Fréquence de détection	
			1999-2002	en 2002
Bitertanol	F	triazoles	9,71	0
Amétryne	H	triazines	5,19	5,19
Chlordécone **	I	organochlorés	4,4	0,67
Imazalil	F	imidazoles	2,2	0
Hexazinone	H	triazines	2,14	2,14
Bromacil	H	diazines	2	0
HCH beta	I	organochlorés	1,19	0,65
Chlorpyrifos éthyl	I	organophosphorés	1,17	1,17
Thiabendazole	F	carbamates	1,1	0

* I : Insecticide; H : Herbicide; F : Fongicide ** non recherché en mai 1999

Les résultats des analyses sont cohérents avec ceux de la DSDS. En confrontant les résultats des deux tableaux, certaines molécules se distinguent : - parmi les insecticides : les organochlorés avec le chlordécone, le HCH alpha et la dieldrine ; - parmi les herbicides : deux triazines, l'amétryne et la simazine, un diazine, le bromacil et un dérivé de l'urée, le diuron (ils sont retrouvés à de fortes concentrations dans les zones de culture de l'ananas et en plus faible quantité ailleurs) ; - parmi les fongicides : le bitertanol, l'imazalil et le thiabendazole.

Les organophosphorés sont très peu détectés par les analyses, comme les dérivés de l'aldicarbe, détectés, par contre, à de fortes concentrations par le suivi DSDS.

Les concentrations en pesticides sont relativement élevées si l'on considère les normes en matière d'eau potable. En 2001, 8 molécules dépassent la valeur-seuil fixée à 0,1 µg/l : en première ligne, le chlordécone et le HCH beta, comme le montre également le suivi DSDS (Cf. Figure 2).

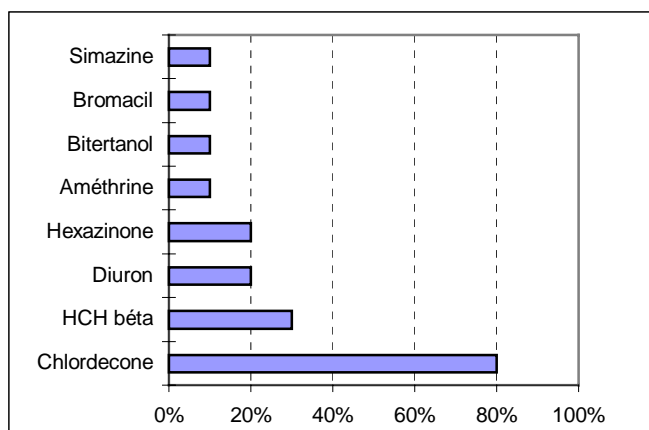


Figure 2 : Fréquence d'observation des concentrations supérieures à 0,1 µg/l en 2001 (Sources DIREN, 2003).

De plus, durant la période 1999 à 2001, les concentrations cumulées en pesticides dépassent très fréquemment la norme fixée à 0,5 µg/l. En 2001, la norme est dépassée pour 90% des stations (Cf. Figure 3).

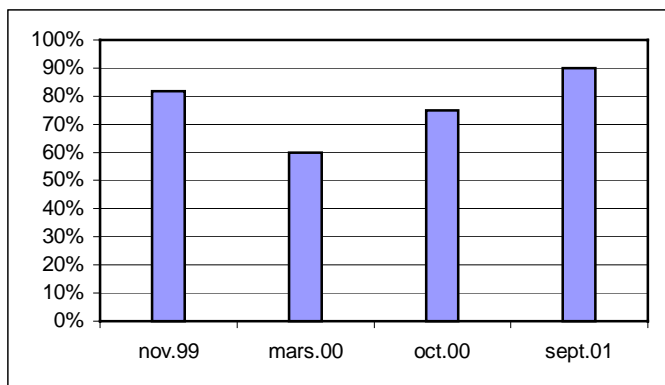


Figure 3 : Fréquence d'observation des concentrations cumulées supérieures à 0,5 µg/l sur la période 1999-2001 (Données DIREN, 2003).

Les résultats du suivi montrent qu'à ce jour, tous les sites étudiés sont contaminés à des degrés divers : les sites les plus touchés sont ceux où prédomine la culture de la banane (nord Atlantique), les sites de culture de la canne semblent plus épargnés (sud, centre Atlantique et nord Caraïbe) (Anonyme, 2002f). La contamination par les organochlorés est de loin la plus préoccupante. Le chlordécone et les dérivés du HCH, utilisés autrefois sur la banane, se retrouvent sur tous les sites à de fortes concentrations (Anonyme, 2002f).

Détection des pesticides dans l'eau et les sédiments marins

En 2002, une étude a été réalisée par l'IFREMER en collaboration avec la DSDS de Martinique afin de dresser un bilan ponctuel de la présence et des effets des pesticides sur le littoral martiniquais. Durant la période de janvier à février 2002, les matières actives et certains de leurs métabolites ont été recherchés dans le panache de 7 des principales rivières de l'île. Les prélèvements ont concerné l'eau, les matières en suspension et le sédiment (Cf. [Tableau 9](#)).

Trois types de molécules apparaissent :

- les triazines avec l'amétryne et la simazine ;
- les métabolites des carbamates avec l'aldicarbe sulfoné et l'aldicarbe sulfoxide. Si l'aldicarbe est rapidement dégradée, ses métabolites sont plus stables. La présence de ces molécules est directement liée à la grande densité des exploitations de banane dans les régions de l'île où elles ont été retrouvées ;
- le chlordécone. Il a été retrouvé régulièrement dans la phase particulaire (matières en suspension) de l'eau et dans le sédiment. Le chlordécone était le seul organochloré recherché (BOCQUENE, 2002).

Voir [Effet des triazines](#) ; [Effets des organophosphorés et des carbamates](#) et [Effets des organochlorés](#)

Tableau 9 : Récapitulatif des principaux résultats de l'IFREMER : principales molécules détectées, concentrations minimales et maximales observées dans le milieu, phases des échantillons et lieux de prélèvements correspondants (BOCQUENE, 2002).

Molécules	Concentrations	Phase	Lieux correspondants
Organochlorés :			
- chlordécone	31 – 44 µg/kg 22 – 57 µg/kg	SEDIMENT MES	Riv. du Lorrain, du François, Lézarde Riv. du Galion, Cacao, du François
Carbamates :			
- dérivés sulfoné et sulfoxide de l'aldicarbe	0,032 – 0,083 µg/l	EAU	Riv. Capot, du Lorrain
Triazines :			
- simazine	0,015 – 0,018 µg/l	EAU	Riv. Capot, du Galion, Cacao, du François
- amétryne	Traces – 0,300 µg/l	EAU	Riv. du Galion, Cacao, du François

Ces résultats sont cohérents avec ceux la DIREN. On remarque que le chlordécone a été retrouvé en phase particulaire, et non pas dans l'eau comme dans les dosages DIREN, en raison de la filtration préalable des échantillons et que les concentrations en simazine et en amétryne dans l'eau de mer sont inférieures à celles retrouvées par la DIREN (concentrations maximales de 0,54 µg/l et 5,19 µg/l, respectivement), ce qui peut s'expliquer par une dilution des matières actives à leur arrivée dans le milieu marin.

Malgré leur détection à l'embouchure des rivières, les organophosphorés et les fongicides n'ont pas été détectés dans les eaux marines. Pourtant, comme nous allons le voir, ces molécules sont bien présentes dans les eaux marines. Plusieurs hypothèses sont possibles : leur non-détection peut s'expliquer par une présence très ponctuelle dans le milieu (faible rémanence et toxicité immédiate) et/ou par des concentrations si faibles (après dilution) qu'elles ne sont pas détectées par les appareils de mesure.

Détection des pesticides dans les organismes marins

Détection des organochlorés

Deux études menées par l'UAG (PELLERIN-MASSICOTE, 1991) et l'IFREMER (BOCQUENE, 2002) ont permis de détecter la présence d'organochlorés dans les organismes marins (Cf. Tableau 10).

L'étude menée en 1991 dans la baie de Fort de France (PELLERIN-MASSICOTE, 1991) a mis en évidence des teneurs importantes en chlordécone, T-Nonac, PBC, DDT et dérivés (DDE, DDD) chez le bivalve *Crassostrea rhizophorae* (l'huître du palétuvier), et en PBC chez d'autres espèces de poissons et de crustacés de la baie (Cf. Tableau 10). Or, le DDT et ses dérivés retrouvés dans les organismes sont interdits depuis le début des années 1970. Les auteurs expliquent la faible condition physiologique de l'huître de palétuvier par la présence des pesticides et des métaux lourds.

Dans le cadre de l'étude menée par l'IFREMER en 2002, un bilan quantitatif et qualitatif de la contamination en chlordécone des organismes marins (bivalves, poissons, crustacés) du littoral martiniquais a été réalisé. Seul le chlordécone, interdit en 1993, a été recherché, les autres organochlorés étant interdits depuis longtemps (Cf. Tableau 10). Le chlordécone a été détecté chez plusieurs espèces de poissons (chirurgien rayé, chirurgien noir, anchois, pisquette), chez la langouste royale ainsi que chez un poisson d'eau douce inclus dans l'échantillonnage, le tilapia.

Les concentrations en chlordécone varient nettement entre les organismes échantillonnés : elles sont relativement faibles pour les poissons marins (quelques µg/l), mais augmentent (d'un facteur 10 environ) chez la langouste royale. Les concentrations les plus élevées sont retrouvées chez le tilapia. Les organismes prélevés en mer en dehors des sites confinés, côtiers, ou très proches d'une embouchure de rivière, ne présentent pas de contamination majeure. Parmi eux, les poissons d'aquaculture (ombrines) élevés en cage en pleine mer ne présentent aucune trace d'organochlorés (BOCQUENE, 2002).

Les taux de chlordécone retrouvés sont acceptables si l'on considère les normes de consommation humaine pour cette molécule (voir encadré). En effet, pour atteindre la DJA américaine, un individu devrait consommer 1 kg de langoustes issues du site le plus contaminé par jour, ce qui paraît peu probable et les concentrations retrouvées dans la chair des poissons sont toutes bien loin des 300 µg/kg de la valeur-seuil de la FDA (BOCQUENE, 2002). La seule espèce faisant exception est le tilapia : le taux de graisses particulièrement élevé chez ce poisson peut expliquer la forte teneur en chlordécone retrouvée (com. pers. BOCQUENE).

DJA (Dose Journalière Admissible) = 0,5 µg/kg/j, soit 30 µg/j pour un adulte de 60 kg Niveau d'intervention de la FDA (US Food and Drug Administration) = 300 µg/kg dans la partie consommable des poissons et 400 µg/kg dans la chair de crabe (Anonyme, 2002b).
--

Par ailleurs, la comparaison des taux en chlordécone retrouvés en Martinique avec les taux retrouvés en métropole pour d'autres organochlorés (type DDT ou HCH) permet de montrer objectivement que la contamination du littoral martiniquais ne présente pas un caractère exceptionnel (BOCQUENE, 2002).

Il est toutefois important de noter que compte tenu de la limite spatio-temporelle de l'échantillonnage de l'étude et du choix d'espèces cibles herbivores et omnivores, les risques de sous-estimations des arrivées de pesticides dans le milieu marin sont importants (c'est chez les organismes situés en haut de la chaîne alimentaire, donc chez les carnivores supérieurs, que le taux de bioaccumulation des pesticides est le plus élevé) (BOCQUENE, 2002).

Voir : [Effets des organochlorés](#)

Détection des organophosphorés et des carbamates

Compte tenu de leur faible rémanence dans le milieu marin, les organophosphorés sont détectés grâce à leur effet neurotoxique sur les organismes. Les effets anticholinestérasiques sont généralement utilisés pour estimer les impacts des pesticides organophosphorés et carbamates sur les organismes terrestres ou d'eau douce (Voir : [Effet des organophosphorés et des carbamates](#)).

Une étude menée en 1994 a révélé une baisse de l'activité des indicateurs biochimiques EROD (ethoxyresorufin-o-deethylase) et AchE (acétylcholinestérase) chez *Acanthurus bahianus* (le poisson chirurgien noir). Cette forte baisse a été attribuée à la présence d'organophosphorés et de carbamates le long de la côte est, où se concentre la majorité des activités agricoles (GALVANI *et al.*, 1996).

Des dosages de l'activité des cholinestérasas ont été réalisés par l'IFREMER sur deux espèces marines, *Acanthurus bahianus* et *Panulirus argus* (la langouste royale), prélevées sur une quinzaine de stations du littoral. Une baisse significative des activités cholinestérasas a été montrée chez les deux espèces pour deux sites de prélèvement (Pointe Larose et Carbet) (BOCQUENE, 2002). Ces résultats ont été mis en relation avec les précipitations importantes ayant eu lieu quelques jours avant les prélèvements. Compte tenu de la présence avérée des carbamates dans la zone géographique en question et de la sensibilité de la cible biologique à ces molécules, les effets neurotoxiques mesurés ont été attribués préférentiellement aux carbamates (BOCQUENE, 2002).

Détection des dithiocarbamates (étang des Salines)

Une étude menée à l'étang des Salines a montré la présence de résidus de dithiocarbamates (fongicides) dans les muscles des poissons et des crustacés échantillonnés (Cf. [Tableau 11](#)). La recherche d'autres molécules s'est avérée négative et les dithiocarbamates n'ont pas été retrouvés dans les sédiments de l'étang (MONTI, 2001). Les taux mesurés dans les organismes sont tous supérieurs à la valeur maximale admissible pour les produits d'origine animale déjà légiférés (viande, œufs, produits laitiers) servant de référence et fixée à 50 µg/kg de poids frais (Directive 2000/81/CE, arrêté du 26 novembre 1998).

L'étude a également montré un processus de bioaccumulation des résidus plus élevé chez les organismes benthiques et une bioamplification négative, c'est à dire un taux de résidus diminuant lorsque l'on remonte le réseau trophique.

Voir : [Effet des fongicides](#)

Les pesticides : conclusion

Les molécules organochlorées ont été utilisées massivement à la Martinique durant les années 70 et 80. Bien qu'interdites depuis longtemps, les réseaux de suivi les détectent fréquemment, ce qui montre leur grande rémanence dans les milieux naturels. Une molécule se détache : le chlordécone. Interdit depuis 1993, il est détecté très fréquemment dans les eaux de surface et a été détecté ponctuellement dans les eaux marines ainsi que dans les organismes marins.

Les molécules organophosphorées ont été très largement utilisées ces dernières années -en 1998, elles représentaient 90 % des molécules importées-, et plus particulièrement les molécules utilisées pour la culture de la banane (terbufos, cadusaphos, isazophos). Malgré les quantités utilisées, leur détection est très peu régulière dans les eaux de surface et nulle dans les eaux marines. Cependant, leur présence dans le milieu marin a été mise en évidence grâce aux dosages de leurs effets dans les organismes marins. Leur difficulté de détection provient certainement du caractère très ponctuel de leur présence dans le milieu et/ou des faibles concentrations mises en jeu.

D'autres familles de molécules ont également été détectées lors des dosages réalisés dans les eaux de surface et les eaux marines : les triazines (amétryne, simazine) et les carbamates (dérivés sulfoné et sulfoxyde de l'aldicarbe), qui ont également été mis en évidence par les dosages de leurs effets dans les organismes. La détection des dithiocarbamates (fongicides) dans les organismes de l'étang des Salines, zone *a priori* éloignée des principales sources de pollution, est également à noter.

Les zones les plus touchées par les résidus de pesticides sont celles où prédominent les cultures de la banane et de l'ananas (nord atlantique) alors que les zones de culture de la canne (sud, centre atlantique et nord caraïbe) semblent plus épargnées (BERTRAND, com. pers.).

L'élevage

L'élevage se pratique essentiellement en petites unités exploitées familialement. On recense de nombreux élevages de quelques têtes seulement, mais pouvant entraîner d'importantes pollutions ponctuelles (Anonyme, 1998b). Les élevages de porcs et de volailles restent les plus polluants, car ils sont souvent installés en bordure des cours d'eau (Anonyme, 1999).

Les élevages de volailles

On recense 42 élevages de poulets de chair et 5 établissements de ponte (PALIN, 2002), pour un total de 483 558 têtes en 2001 (dont 264 506 têtes de poulets de chair et 187 554 têtes de poules pondeuses) (Anonyme, 2003c). Les élevages de volailles sont plus concentrés dans la partie centre, du côté atlantique (Cf. Annexe 1). Les déjections de volailles sont utilisées en maraîchage (Anonyme, 1999 et PALIN, 2002).

Les élevages porcins

En production porcine, 52 élevages sont classés (déclaration ou autorisation) pour un effectif de 25 921 têtes en 2001 (Anonyme, 2003c). Cependant, aucune estimation ne permet de connaître le nombre d'élevages sauvages (PALIN, 2002). Les élevages sont répartis tout autour de l'île, avec une majorité autour du bassin versant de la baie de Fort de France et une forte concentration dans le nord atlantique (Cf. Annexe 1).

Parallèlement à la production de viande, 35.000 m³ de lisier de porc sont produits officiellement chaque année et correspondent à un épandage sur 750 ha (Anonyme, 1999). Cette surface est relativement faible, cependant, la nécessité d'épandre sur des surfaces en herbe, juste avant une culture de canne ou banane, et de labourer dans les 24 heures, souffre du manque d'organisation de la profession. Il est en effet nécessaire de coordonner les bonnes périodes, des pentes adéquates avec le transport des effluents (PALIN, 2002).

Les élevages bovins

En 2001, les élevages bovins représentaient 28 342 têtes (dont 663 têtes de vaches laitières) pour une production nette de 1750 tonnes (Anonyme, 2003c). Ces élevages sont le plus souvent extensifs. L'effet des déjections est donc moins important (Anonyme, 1999).

Aquaculture

On recense 35 exploitations aquacoles de *Macrobrachium* sp. (écrevisse d'eau douce), produisant en moyenne 2 tonnes de matière/ha de bassin. Elles sont surtout situées dans le nord caraïbe et le centre atlantique (Cf. Annexe 1).

Le traitement des eaux de bassins rejetées dans les rivières ne semble pas systématique. La technique consiste à racler les boues lors de l'assec des bassins, afin de les accumuler sur les bords des bassins. On peut cependant s'interroger sur le devenir de ces boues. La faible productivité de ces élevages semble ne pas induire de pollution excessive, aucune de ces installations n'étant soumise à autorisation (PALIN, 2002).

Les rejets dans le milieu naturel

Les quantités présentées ci-dessous correspondent à la production théorique d'effluents par les élevages (Cf. Tableau 11). Elles ont été calculées sur la base des élevages recensés en 1998 et du nombre estimé de têtes présentes sur l'île. Une partie de ces effluents est retraitée. Le reste est soumis à trois phénomènes principaux : percolation, ruissellement et dégradation.

Tableau 11 : Estimation de la charge polluante brute annuelle tous élevages confondus en Martinique (Anonyme, 1998b).

DBO ₅	2 606 t/an
N	2 987 t/an
P	2 281 t/an

Voir : [Effet des nitrates](#), des [phosphates](#), de la [matière organique](#)

Les pollutions d'origine agricole : conclusion

Les conditions pédoclimatiques sont favorables au ruissellement des effluents agricoles de culture ou d'élevage.

La pratique de la monoculture de la canne à sucre et de la banane appauvrit les terres et pousse les exploitants à utiliser de fortes doses d'engrais. On ne dispose cependant que de peu de données quant aux quantités d'engrais utilisées et à la fraction atteignant le milieu marin.

Les réseaux de suivi et diverses études menées de manière ponctuelle à la Martinique ont mis en évidence la présence des pesticides dans les eaux douces et les eaux littorales. La présence des organochlorés est particulièrement préoccupante. Cependant, la contamination du littoral par les pesticides est difficile à estimer en raison du manque cruel de données sur le milieu marin (les seules données existantes provenant de dosages réalisés de manière ponctuelle dans l'espace et dans le temps) et en l'absence de normes d'écotoxicité.

Les élevages de l'île sont peu nombreux et de taille réduite, mais leur impact, notamment pour les élevages de volailles et de porcs, est amplifié par leur localisation à proximité des cours d'eau, où sont rejetés directement les effluents.

Les pollutions d'origine industrielle

Le secteur industriel martiniquais

Les productions primaires (pêche et agriculture) représentent 7,7 % du PIB (INSEE, 1995 in BOUCHON et BOUCHON-NAVARO, 1998). En 1998, on recensait 200 entreprises et 7 600 artisans en Martinique. Les industries sont surtout implantées dans les zones industrielles et artisanales des agglomérations : Fort de France, Lamentin, ainsi que Robert, Ducos et Trinité (Anonyme, 1998b) (Cf. [Annexe 5](#)). Beaucoup sont de taille modeste et ne présentent pas de procédés industriels complets.

Le secteur de l'agro-alimentaire est tenu responsable de la majeure partie des rejets industriels et notamment des rejets de matière organique. C'est également le secteur qui consomme et restitue la plus importante quantité d'eau au milieu (Anonyme, 1998b). Les distilleries feront l'objet d'un chapitre à part entière (Voir : [Le cas particulier des distilleries](#)) et les carrières, dont les principaux rejets sont les matières en suspension, seront traitées dans le chapitre sur les dégradations physiques (Voir : [MES produites par les activités humaines](#))

Une part importante des informations fournies dans ce chapitre provient de l'étude concernant la qualité des eaux et des milieux aquatiques réalisée par SIEE (Anonyme, 1998b) et de l'étude concernant les pollutions industrielles réalisée par Eauzone (Anonyme, 1997c).

Le [Tableau 12](#) présente les différentes catégories d'industries retrouvées à la Martinique et les principaux types de rejets qu'elles génèrent. Les entreprises citées le sont bien évidemment à titre d'exemple et ne correspondent en aucun cas aux entreprises les plus polluantes.

[Tableau 12](#) : Les principaux rejets identifiés par secteur industriel (Anonyme, 1997c et Anonyme, 2001b).

Secteur	Exemples	Rejets principaux
Secteur agro-alimentaire	Fabrication de yaourts (SNYL), embouteillage de boissons (SOMES), crèmes glacées (SOPROGLACES)	MO et MES
Secteur de la Chimie	Peintures (SIAPOC), Blanchisseries (La Meynard)	Rejet de MO et produits chimiques, mais petites unités et traitement des effluents
Secteur de l'énergie	SARA, EDF	DCO, MO, Hydrocarbures, eaux chaudes
Secteur de l'industrie minérale et carrières	Fabrication de ciment (LAFARGE), centre d'enrobage à chaud (CARAIB)	MES
Secteur de l'imprimerie		Peu présentes, mais utilisent arsenic, chloro-fluorocarbures, mercure, substances organiques
Secteur de l'industrie navale	Carénage et construction navale	Rejets de sable chargés en métaux lourds (Zinc)
Secteur de l'industrie automobile	Carrosserie et lavage	Phosphates
Secteur de l'industrie des métaux	Fonderie d'aluminium (Metal DOM)	Solvants, MO
Secteur médical	Laboratoires d'analyse	Quasiment tous les rejets sont traités
Vidange et curage de fosses septiques		DCO, MES
Abattoirs		MES, MO

Les principales pollutions : N, P et MO

Analyse globale des rejets

Les informations présentées dans ce paragraphe sont issues de calculs théoriques, sur la base d'enquêtes réalisées auprès de 50% des entreprises martiniquaises potentiellement polluantes (Anonyme, 1997c). Il est important de noter que **les résultats présentés ne prennent pas en compte les rejets des distilleries** qui sont traités séparément et font l'objet d'un chapitre à part entière (Voir : [Le cas particulier des distilleries](#)) mais **incluent les rejets provenant des élevages et des abattoirs**.

Le [Tableau 13](#) présente une estimation de la charge polluante totale des industries à la Martinique pour deux paramètres : l'Azote et la matière organique. Aucune information n'est actuellement disponible sur les rejets plus toxiques provenant notamment de l'industrie chimique, de l'imprimerie, de l'industrie automobile.

[Tableau 13](#) : Estimation de la charge polluante totale des industries martiniquaises pour 250 jours d'activité par an (Anonyme, 1999 ; Anonyme, 1998b).

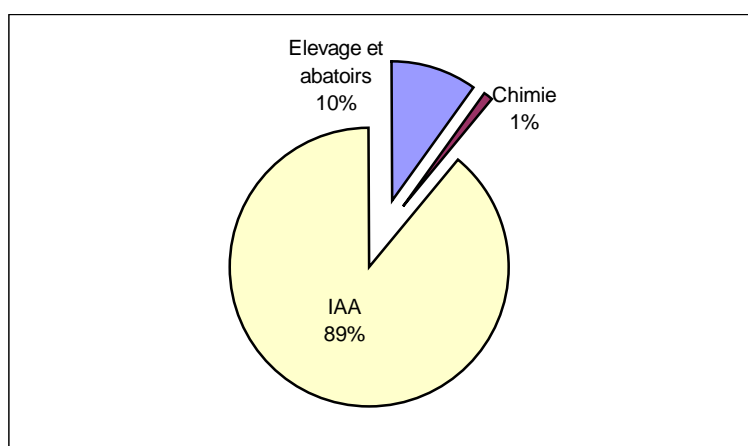
MO	754,5 t/an
N	23,5 t/an

Voir : Effet des [nitrates](#), du [Phosphore](#), de la [matière organique](#)

Répartition des rejets par secteur industriel

A partir des données partielles obtenues sur une partie des entreprises, l'étude Eauzone propose un modèle de rejets par milieu récepteur et par secteur d'activité industrielle, **hors distilleries** (Anonyme, 1997c).

Les industries agro-alimentaires sont responsables de la quasi-totalité des rejets de matière organique industriels (89%) (Cf. [Figure 4](#)) et de plus de la moitié des rejets d'Azote industriels (55%), devant l'élevage (38%) (Cf. [Figure 5](#)).



[Figure 4](#) : Répartition de la charge en MO par secteur industriel, hors distilleries (Anonyme, 1997c).

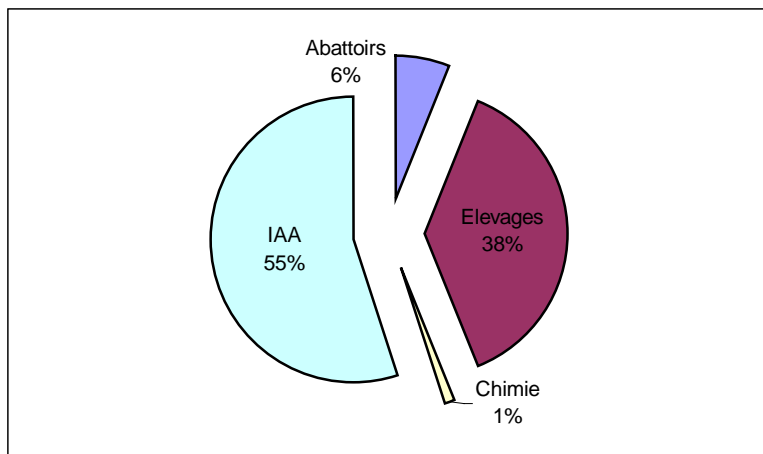


Figure 5 : Répartition de la charge en Azote par secteur industriel, hors distilleries (Anonyme, 1997c).

Répartition des rejets par milieu récepteur

Les milieux récepteurs privilégiés des rejets industriels (Azote et MO) sont les milieux naturels : ravines, rivières et baies (Cf. Figures 6 et 7). Seule une faible partie de ces rejets arrive en station d'épuration.

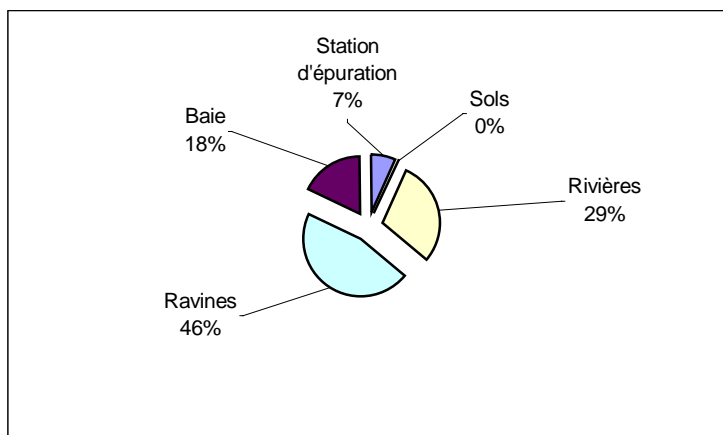


Figure 6 : Répartition des rejets en MO par milieu récepteur (Anonyme, 1997c).

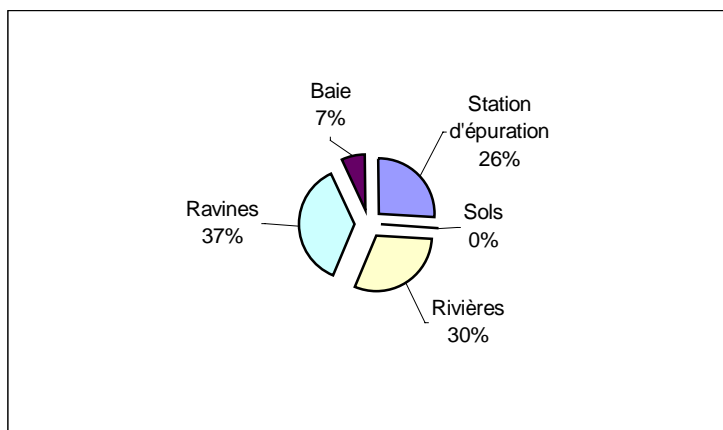


Figure 7 : Répartition des rejets en Azote par milieu récepteur (Anonyme, 1997c).

Le cas particulier des distilleries

Ces exploitations se classent au premier rang des activités agro-alimentaires polluantes (Anonyme, 1998b). On compte 9 distilleries à la Martinique.

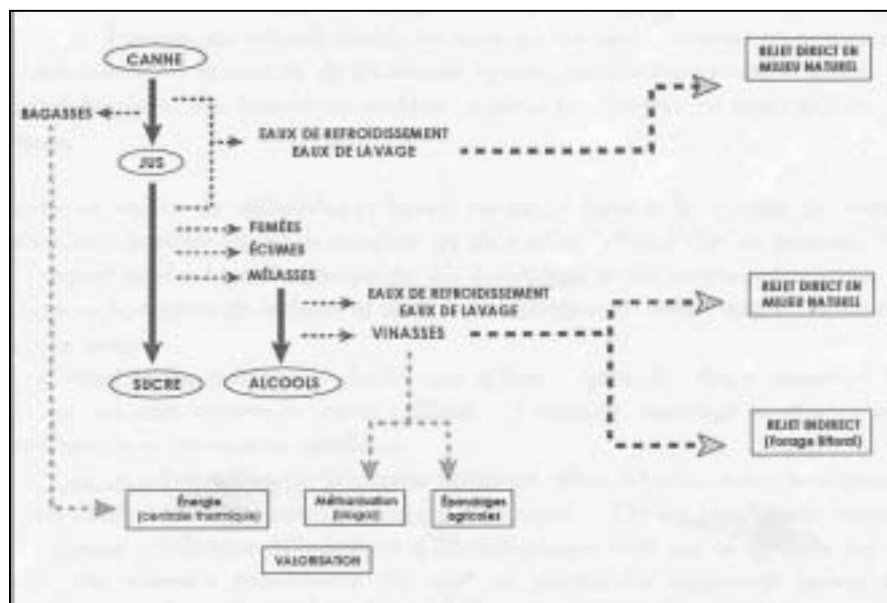


Figure 8 : Principales étapes de transformation de la canne à sucre et nature des rejets (BIGOT *et al.*, 1996).

Les vinasses

La transformation de la canne produit des rejets liquides appelés « vinasses » (Cf. Figure 8) dont la charge polluante est très élevée. Ces résidus se caractérisent par un pH très acide (3,3), une température élevée (85 à 90°C) et surtout par une grande teneur en matière organique (Anonyme, 2003a). Les rejets sont également très chargés en Azote et en Phosphore (Cf. Tableau 14).

Le Tableau 14 propose une estimation de la charge polluante annuelle totale des distilleries sous l'hypothèse d'une absence de traitement des effluents. La charge polluante en matière organique peut être exprimée en DCO (Demande Chimique en Oxygène).

Tableau 14 : Estimation de la charge polluante totale des distilleries, sans traitement (Anonyme, 1998b).

DCO	3 487 t/an
DBO5	1 421 t/an
MO	2 110 t/an
N Total	30 t/an
P Total	84 t/an

Le Tableau 15 compare les charges polluantes des distilleries agricoles et industrielles. Les mesures ont été effectuées à la sortie des émissaires, donc après un éventuel traitement.

Tableau 15 : Charges polluantes comparées des vinasses (Anonyme, 1998b).

	Rhum Agricole	Rhum Industriel	Normes de rejets
DCO/DBO ₅	2,57	1,66	
N total	130 mg/l	400 mg/l	15 mg/l (décret du 22/12/1994)
P ₂ O ₅	1 130 mg/l	100 mg/l	
Polyphénols	700 à 1 500 mg/l		
Potasse	1 000 à 3 000 mg/l		

On peut remarquer que le rapport DCO/DBO₅, indicateur de la biodégradabilité de l'effluent, est supérieur pour le rhum agricole qui est donc est moins biodégradable. Le Rhum agricole rejette également plus de Phosphate, mais moins d'Azote.

Il est faut bien garder à l'esprit que l'estimation proposée dans le Tableau 14 est calculée sous l'hypothèse d'une absence de traitement des effluents, ce qui correspond bien à la situation il y a encore quelques années (date de l'étude) mais ne correspond plus à la situation actuelle (Voir : [Limitation des rejets de vinasses](#)).

Dans le contexte actuel, il est plus intéressant d'estimer la charge polluante moyenne par exploitation. Selon la DRIRE, la charge en matière organique s'élève à 20-25 g de DCO par litre de vinasses, pour une production moyenne de vinasses de 2,4 m³ par hl d'alcool pur (Anonyme, 2003a). En Martinique, une distillerie moyenne produit 80 hl d'alcool pur par jour, soit 190 m³ de vinasses ce qui représente un rejet moyen quotidien de 4 tonnes de DCO par distillerie, soit 1460 tonnes de DCO par an (Anonyme, 2003a).

Voir : Effet des [nitrates](#), du [Phosphore](#), de la [matière organique](#), des [rejets acides](#)

Autres rejets

Au rejet de vinasses, on peut rajouter le rejet des eaux de refroidissement et de lavage, directement dans le milieu, ainsi que le rejet des fonds de cuve (BIGOT *et al.*, 1996). Les autres pollutions liées au fonctionnement des distilleries restent négligeables (Anonyme, 1998b).

Limitation des rejets de vinasses

Jusqu'à un passé très récent, les vinasses étaient simplement diluées et stockées temporairement avant d'être rejetées dans le milieu naturel : si ce procédé permettait de diminuer la température et le pH des rejets, la charge polluante n'en était pas diminuée (Anonyme, 2003a).

L'arrêté ministériel du 2 février 1998 est venu comblé l'absence de normes strictes quant au rejet des vinasses : ce texte impose un rendement épuratoire au moins égal à 95%. A la Martinique, une valeur seuil de 5 mg/l de DCO a été retenue (Anonyme, 2003a). Pour répondre à ces objectifs, les exploitants des distilleries ont investi dans différentes techniques :

- le lagunage/stockage aéré : distilleries Saint James (2000), Neisson (2001), La Favorite (2001), Trois Rivières (2003), La Mauny (lagunage naturel), JM (2003) ;
- la méthanisation : distillerie Depaz ;
- le traitement physico-chimique par floculation/décantation/filtration : distilleries Dillon, Simon (prévu) (Anonyme, 2003a).

Les distilleries font partie des Installations Classées pour la Protection de l'environnement et à ce titre, elles font l'objet d'un contrôle annuel par le service d'inspection des installations classées de la DRIRE. A la suite de la campagne de suivi 2003, 7 des 9 distilleries étaient équipées d'un dispositif de traitement des vinasses aux normes. Les distilleries La Mauny et Simon se sont engagées à mettre leur installation aux normes pour 2004 (Anonyme, 2003a).

La sucrerie du Galion

La sucrerie du Galion, située à Trinité, produit des effluents à teneur non négligeable en matière organique, hydrocarbures et métaux.

Comme les distilleries, la sucrerie fait partie des Installations Classées pour la Protection de l'environnement. Depuis 1996, elle est soumise à un échéancier qui lui impose un traitement adapté de ses effluents (THENAUD, 1996). En 2003, elle fait partie des 9 installations classées comme « prioritaires », des efforts importants restent donc encore à faire (Anonyme, 2003a).

Les hydrocarbures

Il n'existe pas d'évaluation des rejets d'hydrocarbures à la Martinique. Des dosages réalisés dans la baie de Fort de France ont toutefois décelé leur présence.

Origines

D'importantes quantités d'hydrocarbures sont introduites annuellement dans le milieu marin. Les origines multiples des hydrocarbures, naturelles ou pétrolières, sont cependant difficiles à différencier car ceci nécessite des moyens analytiques adaptés (MILLE *et al.*, 1991).

A la Martinique, une seule raffinerie, la SARA, dont la capacité de stockage atteindra prochainement 240 000 tonnes, traite 780 000 tonnes de pétrole brut par an.

Présence dans le milieu

Les principales sources de rejets potentielles sont concentrées autour de l'agglomération de Fort de France, de la zone industrielle et de l'aéroport du Lamentin, de la décharge de la Trompeuse et de la raffinerie SARA (BOUCHON et BOUCHON-NAVARO, 2000).

Une étude menée en 1991 par MILLE *et al.* a mis en évidence la présence d'hydrocarbures dans les sédiments de la baie de Fort de France, les valeurs étant comprises entre 31 à 835 mg/kg de sédiment sec. Les auteurs estiment qu'une part importante des hydrocarbures est d'origine pétrolière, donc anthropique. Cependant, les méthodes employées lors de l'étude ne permettent pas d'aller plus loin.

Voir : [Effet des hydrocarbures sur les récifs coralliens, sur la mangrove](#)

Les métaux lourds ou éléments traces

On appelle métaux lourds les éléments métalliques naturels caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 g par cm³. 41 métaux correspondent à cette définition générale.

Les métaux lourds sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles. On dit que les métaux sont présents « en traces ». La classification en métaux lourds est souvent discutée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement « lourds » (ex : le zinc), tandis que certains éléments toxiques ne sont pas tous des métaux mais des métalloïdes (ex : l'arsenic). Pour ces différentes raisons, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation métaux lourds, l'appellation « Eléments en Traces Métalliques » (ou « Métalloïdes ») (ETM) ou par extension « éléments traces » (MIQUEL, 2001).

Les éléments traces sont des micro-polluants de nature à entraîner des nuisances, même quand ils sont rejetés en quantités très faibles. Leur toxicité se développe par bioaccumulation le long de la chaîne alimentaire.

Il est quasiment impossible de détecter la présence d'ETM dans l'eau, tant leur concentration y est faible, c'est pourquoi ces éléments sont recherchés dans les sédiments et les organismes marins.

Origines et utilisations des ETM

Le tableau suivant permet d'identifier les différentes origines des ETM détectés dans la baie de Fort de France (Cf. [Tableau 16](#)).

Tableau 16 : Origines des métaux lourds détectés dans la baie de Fort de France (MIQUEL, 2001).

<i>Elément</i>	Origine anthropique (utilisations diverses)	Origine naturelle
<i>Mercur</i>	Médecine (thermomètres, amalgames dentaires), tannerie, piles, production de chlore, lampes fluorescentes	Traces dans les roches ex: cinabre (sulfure de mercure)
<i>Plomb</i>	Antidétonant des carburants, batteries et accumulateurs, métallurgie, mines, plombs de chasse	Galène
<i>Cadmium</i>	Batteries et accumulateurs, protection de l'acier contre l'érosion, stabilisants des plastiques et des pigments, huile de moteur, mines	Scories du zinc
<i>Zinc</i>	Peintures Anti-fooling des coques de bateau	Minerai de zinc

Détection dans les sédiments marins

Une étude a été menée en 1986 sur la présence des éléments traces dans l'eau et les sédiments de la baie de Fort de France (CASTAING *et al.*, 1986) (Cf. Tableau 17).

Pour définir le seuil de contamination des sédiments, les auteurs ont comparé les teneurs moyennes en éléments traces présents dans les sédiments à celles des altérites aériennes (correspondant aux concentrations naturelles de ces éléments). Cette comparaison a permis de mettre en évidence des concentrations en plomb et en zinc anormalement élevées dans les sédiments de la baie de Fort de France et notamment au niveau de la baie des Flamants. Pour les auteurs, l'origine anthropique de ces éléments ne fait aucun doute.

Depuis cette étude, une norme a été mise en place pour déterminer le niveau de contamination des sédiments marins. Les valeurs de référence sont celles de l'arrêté du 14 juin 2000 relatif aux niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens, paru au Journal Officiel du 1^{er} août 2000 (MONTI, 2001) (Cf. Tableau 17). Si l'on se réfère à cette norme, il apparaît que la contamination des sédiments de la Baie des Flamants en plomb et en zinc est effectivement préoccupante, les concentrations dépassant le seuil d'alerte N1.

La présence des éléments traces a été détectée dans d'autres zones de la Martinique, pourtant éloignées des principales sources de pollution. Ainsi, une étude menée à l'étang des Salines a mis en évidence des teneurs élevées en ETM dans les sédiments de l'étang (Cf. Tableau 17). Les résultats de l'étude permettent de conclure à un niveau d'alerte pour le cuivre et le zinc (valeurs dépassant le seuil N1) et à un niveau de pollution pour le cadmium (valeurs dépassant le seuil N2) (MONTI, 2001).

Tableau 17 : Teneurs moyennes en éléments traces des sédiments de la Baie de Fort de France (Castaing *et al.*, 1986) et de l'étang des Salines (MONTI, 2001) - Comparaison avec les teneurs en ETM des altérites aériennes (Castaing *et al.*, 1986) et les valeurs-seuil fixées par l'arrêté du 14 juin 2000.

	Concentrations en éléments traces en p.p.m.							
Baie de Fort de France	Plomb	Cuivre	Zinc	Nickel	Arsenic	Cadmium	Chrome tot.	Mercuré
Baie des Flamands	122	48	290	16	–	–	–	–
Reste de la Baie	40	47	130	16	–	–	–	–
Altérites aériennes	6	40	67	16	–	–	–	–
Etang des Salines								
Min.	25	56	66	8	4	4,3	18	inf. seuil
Max.	142	61	67	8	4	4,7	20	inf. seuil
Valeurs-seuil *								
Niveau 1 (N1)	100	45	276	37	25	1,2	90	0,4
Niveau 2 (N2)	200	90	552	74	50	2,4	180	0,8

- * si C<N1 : l'impact potentiel du sédiment est jugé négligeable (les concentrations sont considérées « normales ») ;
- si N1<C<N2 : niveau d'alerte : l'impact potentiel du sédiment est à considérer (investigation complémentaire à envisager selon le dépassement de la valeur limite et l'opération envisagée) ;
- si C>N2 : niveau de pollution : l'impact potentiel du sédiment est élevé (investigation complémentaire nécessaire : tests d'écotoxicologie, études d'impact prévisible sur le milieu).

Détection dans les organismes marins

Une étude menée en 1990 dans la baie de Fort de France a mis en évidence des résidus de plomb, cadmium et zinc chez plusieurs espèces de coraux et chez *Crassostrea rhizophorae*, l'huître de palétuvier (PELLERIN-MASSIOTTE, 1990) (Cf. [Tableau 18](#) et [Annexe 6](#)).

On remarque que les teneurs en éléments traces varient beaucoup entre les huîtres et les coraux. En effet, les résultats de ce type d'analyse dépendent beaucoup du choix des organismes cibles. Chez les coraux par exemple, il existe une grande variabilité interspécifique quant à la fixation des métaux lourds. Le mercure n'a pas été détecté lors de ces analyses ; la capacité des huîtres à fixer le mercure est très faible (MIQUEL, 2001) et il est possible que les coraux ne le fixent pas du tout.

Les concentrations les plus préoccupantes sont celles du plomb et du cadmium retrouvées dans les coraux et celles du plomb et du zinc détectées dans la chair des huîtres (les plus fortes teneurs ont été retrouvées près de la raffinerie, à l'embouchure du canal Lamentin et près de l'Aéroport).

Aucune norme ne nous permet de conclure quant au niveau de contamination des coraux.

Par contre, pour l'huître, nous pouvons nous référer à la seule norme existante en matière d'ETM : la norme relative à la consommation humaine. Le texte de référence est le règlement de la Communauté Européenne n° 466/2001 du 8 mars 2001 relatif à la fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires (mod. par le règlement (CE) n° 563/2002 du 2 avril 2002) (Cf. [Tableau 18](#)). Seuls le cadmium, le mercure et le plomb, considérés comme les trois éléments traces les plus toxiques font l'objet de normes, contrairement au zinc, qui est considéré comme un oligo-élément (MIQUEL, 2001). Si l'on considère cette norme, on peut conclure à une contamination en plomb des huîtres de la baie de Fort de France.

Enfin, même si l'on ne connaît pas les valeurs-seuil de toxicité pour les espèces marines, on peut estimer qu'il existe un risque potentiel de toxicité du plomb sur les huîtres et sur les organismes marins de la baie en général.

Tableau 18 : Teneurs en ETM détectées dans les huîtres et coraux de la Baie de Fort de France (PELLERIN-MASSICOTTE, 1991) et dans les poissons et crustacés de l'étang des Salines (MONTI, 2001) - Comparaison avec les valeurs-seuil fixées pour les denrées alimentaires.

	Teneurs en éléments traces en µg/g			
	Plomb	Cadmium	Mercure	Zinc
Baie de Fort de France				
Coraux	22	18	0	2
<i>Crassostrea rhizophorea</i>	4,5	0	0	8,6
valeurs-seuil / Mollusques	1	1	0,5	—
Etang des Salines				
Poissons				
<i>Centropomus ensiferus</i>	inf. seuil*	inf. seuil	inf. seuil	6,2
<i>Bairdiella ronchus</i>	inf. seuil	inf. seuil	inf. seuil	6,1
<i>Gobionellus oceanicus</i>	inf. seuil	inf. seuil	inf. seuil	9,4
<i>Trinectes inscriptus</i>	inf. seuil	inf. seuil	inf. seuil	5,5
Crustacés				
<i>Callinectes sapidus</i>	inf. seuil	inf. seuil	0,028	14
<i>Paeneus schmitti</i>	inf. seuil	inf. seuil	inf. seuil	9
valeurs-seuil / Poissons (muscle)	0,2	0,05	0,5	—
valeurs-seuil / Crustacés	0,5	0,5	0,5	—

* inférieure au seuil de détection

Certains ETM, le mercure et le zinc, ont été également détectés dans les organismes (poissons, crustacés) de l'étang des Salines, où une contamination des sédiments en cuivre, plomb et surtout en cadmium a été mise en évidence (MONTI, 2001) (Cf. [Tableau 18](#)).

Le plomb et le cadmium n'ont pas été retrouvés dans les organismes de l'étang, il serait toutefois nécessaire de réaliser d'autres mesures sur d'autres individus plus âgés et sur d'autres espèces pour conclure (MONTI, 2001). Quant au mercure, il a été retrouvé chez une seule espèce, le crabe *Callinectes sapidus*, mais à une concentration inférieure à la valeur-seuil de consommation humaine.

Le zinc a été retrouvé chez toutes les espèces mais les teneurs en résidus sont inférieures à la DJT (Dose Journalière Tolérable) fixée pour cet élément (environ 15 mg/j pour les hommes, 12 mg/j pour les femmes, 10 mg/j pour les enfants et 5 mg/j pour les jeunes enfants et bébés) (MONTI, 2001).

L'étude a également montré qu'il n'existait pas de phénomène de bioamplification des résidus en remontant vers les niveaux trophiques supérieurs (MONTI, 2001).

Voir : [Effets des éléments traces métalliques](#)

Les pollutions d'origine industrielle : conclusion

Le secteur industriel est responsable de rejets importants de matière organique, d'Azote, de Phosphore et de MES (les MES sont traitées dans le chapitre sur les dégradations physiques, Voir : [Les matières en suspension](#)). Les rejets de matière organique et d'Azote proviennent essentiellement du secteur de l'agroalimentaire.

Les rejets des distilleries présentent une charge polluante très élevée : les vinasses sont fortement chargées en matière organique, en Azote et Phosphore, et constituent des rejets très acides. Depuis quelques années, ces installations ont engagé des programmes pour réduire leurs rejets. A l'heure actuelle, la quasi-totalité des distilleries est aux normes, les rejets provenant des distilleries sont donc beaucoup moins importants. Si les installations font l'objet d'un contrôle inopiné réalisé une fois par an, aucun suivi régulier des rejets de vinasses à l'aval des distilleries n'est réalisé pour le moment.

Le secteur industriel est également responsable de rejets d'hydrocarbures et d'éléments traces. Les études menées dans la Baie de Fort de France ont mis en évidence la présence d'hydrocarbures d'origine anthropique dans les sédiments de la baie et d'éléments traces (zinc, cadmium, plomb) dans les sédiments et organismes marins (coraux, huîtres de palétuviers). Il convient cependant de noter que ces études sont relativement anciennes. Une pollution des sédiments en cadmium a été mise en évidence récemment à l'étang des salines, ce qui tend à montrer que même les zones éloignées des principales zones de pollution ne sont pas à l'abri d'une contamination par les éléments traces.

Les pollutions d'origine domestique

Ce troisième point concerne les rejets produits par les activités domestiques : on s'intéresse tout d'abord aux rejets d'eaux usées, puis à la production de macrodéchets.

Les eaux usées : produits chimiques, MO, microorganismes pathogènes

La Martinique compte aujourd'hui 400 000 habitants (320 hab./km²), bientôt 500 000 (2010), et on recense 42 % de la population autour de la baie de Fort de France (Fort de France, Schoelcher, Lamentin).

La qualité des eaux littorales de la Martinique peut être menacée par les rejets des eaux usées domestiques. Le réseau d'assainissement actuel est loin d'être satisfaisant : manque de structures (lié aux difficultés de raccordement) et dimensionnement insuffisant des structures existantes (Anonyme, 1994).

Réseau d'assainissement

En 2003, moins de la moitié de la population (150 000 personnes environ) est raccordée à un réseau d'assainissement collectif (Anonyme, 2003c). La population non raccordée (250 000 habitants environ) est donc très importante.

Difficultés de raccordement

Seule la moitié de la population martiniquaise est raccordable (65% de la population urbaine et 40% de la population rurale), les principales raisons étant les contraintes géographiques et la dispersion de l'habitat.

La population non raccordée rejette directement les eaux usées dans le milieu naturel sans traitement préalable ou utilise un système d'assainissement autonome qui est souvent défaillant (mauvaise conception, entretien insuffisant...) (Anonyme, 2003c). Les proportions de chacune des deux sous-populations étant impossible à connaître, on estime que les agglomérations situées près des cours d'eau sont plus sujettes au déversement dans les ravines que les habitats épars qui possèdent souvent un système individuel.

S'il complique les possibilités de raccordement, l'habitat très dispersé démultiplie aussi le nombre de petites stations (Anonyme, 2003c).

Capacité insuffisante

En 2003, la Martinique possède un parc de 282 stations dont la majorité présente une capacité de traitement inférieure à 1000 EH (Equivalent-Habitants) (Anonyme, 2003c) (Cf. [Annexe 7](#)). L'île compte 87 stations d'épuration communales dont 9 ont une capacité de traitement supérieure ou égale à 10 000 EH. Ces dernières sont localisées autour de la baie de Fort de France : Fort de France, Lamentin, Ducos, Rivière-Salée, Trois-Ilets. Ces communes totalisent plus de 160 000 habitants, alors que les stations d'épuration sont prévues pour un total de 93 000 habitants (CIDOLIT, 1991 in Anonyme, 2002e).

De nombreuses micro-stations d'épuration se sont développées afin d'assurer l'assainissement d'immeubles ou de lotissements privés. Cependant, elles sont alimentées par un réseau de collecte interne très peu étendu et leur entretien est souvent insuffisant (Anonyme, 2003c).

Rejets

Les rejets urbains sont caractérisés par la présence en grande quantité de détergents, de matière organique et de bactéries d'origines fécales (Anonyme, 1994). Près de 40 % des rejets des stations supérieures à 1000 EH ont lieu dans des ravines sèches dont le pouvoir épurateur et la capacité de dilution sont nuls (Anonyme, 1999).

A la Martinique, la DSDS réalise un suivi de la qualité des eaux de baignade incluant le paramètre de contamination bactériologique. Les données provenant de ce suivi ainsi que les données d'études ponctuelles sont les seules données disponibles en matière de contamination bactériologique des eaux littorales. Les eaux de baignade sont classées par la DSDS en quatre catégories : - A : Bonne qualité (bleu) ; -B : Qualité moyenne (vert) ; -C : Momentanément polluée (jaune) ; D : Mauvaise qualité (rouge).

Pour la saison 2002, la Martinique n'a aucun site de baignade classé en C ou D (Com pers. CAMILLE). Dans le cadre de cette étude, ces résultats montrent que d'une manière générale, il n'y pas de contamination bactériologique majeure du littoral martiniquais. Toutefois, leur portée reste limitée : en effet, il est légitime de penser que les sites choisis pour la baignade ne correspondent pas aux sites susceptibles d'être les plus pollués (zones fortement urbanisées, aval de stations d'épuration, etc.).

A ce propos, une étude menée dans la baie de Fort de France en 1994 a mis en évidence de fortes concentrations en coliformes fécaux et la présence de microorganismes pathogènes pour l'Homme (virus de l'hépatite A, rotavirus, responsable de nombreuses diarrhées chez l'enfant) dans les eaux usées et les rivières se jetant dans la baie. Trois pôles de pollution sont apparus : la périphérie sud-est de Fort de France, la zone industrielle du Lamentin et le secteur des Trois-Ilets (Anonyme, 1998b).

Si ces résultats sont relativement anciens, il est fort probable que les zones apparues polluées en 1994 le soient encore aujourd'hui.

Voir : Effet des [bactéries](#), des [détergents](#), de la [matière organique](#)

Perspectives

L'application de la réglementation relative à la planification de l'assainissement est en retard à la Martinique. Jusqu'en 1997, aucune commune n'avait engagé de schéma directeur d'assainissement, rendu obligatoire par la loi sur l'eau de 1992 (Anonyme, 1999).

Les macrodéchets

Le traitement des déchets constitue l'un des enjeux majeurs à la Martinique. Les déchets ménagers et assimilés produits sur le territoire sont de l'ordre de 267 000 tonnes par an, dont 138 000 tonnes d'ordures ménagères (Anonyme, 2003c) (Cf. [Tableau 19](#)). La quasi-totalité de ces déchets est stockée dans les décharges, qui montrent un niveau de saturation et des conditions d'exploitation très préoccupants (Anonyme, 2003c).

[Tableau 19](#) : Déchets ménagers et assimilés produits à la Martinique en tonnes par an (Sources PDEDMA, 1997 et MODECOM, 1996 in Anonyme, 2003c).

ordures ménagères	138 000
encombrants des ménages	20 000
déchets verts	20 000
boues de stations d'épuration	5 000
matières de vidange des fosses septiques	5 000
déchets banals de l'automobile (VHU)	12 000

déchets industriels banals (DIB) <small>(étude DIB INDI 1997)</small>	37 000
gravats et inertes	28 000
Total	267 000

Les décharges

On recense 5 décharges contrôlées à la Martinique : la décharge de « la Trompeuse » à Fort de France (130 000 t/an), « le Poteau » à Basse Pointe (40 000 t/an), « le Céron » à Ste Luce (40 000 t/an) et « Fond Canonville » à St Pierre (10 000 t/an). On compte également une décharge non autorisée sur la commune du François (10 000 t/an), ainsi que de nombreuses décharges sauvages (Anonyme, 2002).

Les décharges produisent des lixiviats nocifs qui ruissellent vers la mer entraînant une pollution chimique (matière organique, détergents) et bactériologique des rivières, des sédiments, des sols, et des anses où débouchent les ravines. En dehors de la pollution visuelle générée, les macrodéchets jetés directement dans les ravines présentent également un risque d'éboulement et de submersion de la zone côtière en aval (Anonyme, 1999).

Voir : Effets de la [matière organique](#), des [détergents](#), des [pollutions bactériennes](#)

Malgré ces inconvénients, les décharges bénéficient d'un faible coût de fonctionnement (de 30 à 100 euros par tonne), qui a jusqu'à maintenant découragé l'adoption de tout autre mode de retraitement des déchets. Cependant, la loi du 13 juillet 1992 a imposé la fermeture progressive des décharges, l'objectif étant la fermeture de toutes les décharges au 1^{er} juillet 2002. Dans ce contexte, il est devenu impératif de trouver des solutions de remplacement (SAFFACHE, 2001).

Le plan d'élimination des déchets

Le plan départemental d'élimination des déchets, adopté en 1997, a été le déclencheur des actions menées pour la modernisation du système de collecte et de traitement des déchets ménagers et assimilés. Les projets d'investissement ont démarré en 1999 (Anonyme, 2003a).

Récapitulatif des actions prévues au plan :

- la collecte sélective : généralisation en cours, en place depuis 2000 sur l'agglomération de Fort de France et depuis 2001 dans les communes du Nord de la Martinique ;

- la collecte sélective de la fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM) et l'usine de compostage/méthanisation : prévue pour 2004. La collecte sélective de la FFOM est prévue pour l'ensemble des communes de l'île. L'usine située au Robert (capacité de 40 000 t/an) permettra de traiter l'ensemble de la FFOM collectée ainsi qu'une partie des déchets verts collectés en déchetterie ;

- les déchetteries : 22 déchetteries sont prévues, 2 déchetteries sont déjà opérationnelles (déchetteries du Vauclin et du François) ;

- l'unité d'incinération des ordures ménagères : en service depuis avril 2002. L'incinérateur de Fort de France d'une capacité de 105 000 t/an draine les déchets de l'agglomération de Fort de France (CACEM) et l'ensemble de la fraction résiduelle de la collecte sélective des ordures ménagères (soit 85 000 t), ainsi qu'une partie des déchets industriels bruts. Elle fonctionne presque à pleine capacité ;

- le centre de stockage des déchets ultimes : en cours. Se pose pour le moment la question majeure de sa localisation (Anonyme, 2004) ;

(Compte tenu du contexte insulaire de la Martinique, le plan prévoit également le retraitement d'autres catégories de déchets :)

-le recyclage des véhicules hors d'usage : le but étant de mettre en place une filière professionnelle de recyclage, et de traiter 10 000 à 15 000 véhicules par an ;

-la collecte et le recyclage des piles usagées : l'association Arbre à Vie, avec le soutien financier de la DIREN, a mis en place la collecte des piles dans 4 communes. L'ADEME a réalisé parallèlement une étude pour la mise en place de la filière définitive de collecte. Une association de retraitement des piles usagées vient d'être créée ;

-la collecte et le traitement des pneus usagés : une association, la TDA-PUNR (traitement des déchets automobiles - pneus usagés non-réutilisables) vient d'être créée, les modalités de fonctionnement futures restent à définir ;

-la gestion des déchets du BTP : piloté par la DDE (Anonyme, 2004).

L'unité d'incinération de Fort de France

Face à la saturation des décharges, la technique de l'incinération s'est rapidement imposée car elle ne nécessite aucun traitement préalable, permet de réduire de près de 90 % le volume des déchets, offre la possibilité de récupérer et de valoriser l'énergie utilisée (production d'électricité), et est parfaitement adaptée au traitement de grandes quantités de déchets (SAFFACHE, 2001).

L'incinération produit cependant des rejets de dioxines. De plus, se pose le problème du stockage des déchets ultimes (classe I) et valorisables (classe V) (SAFFACHE, 2001).

Les pollutions d'origine domestique : conclusion

Les activités domestiques sont sources de polluants très divers : polluants chimiques (MO, N, P, MES, détergents) (Cf. Tableau 20), bactéries d'origine fécale, macrodéchets.

Le Tableau 20 présente une estimation de la charge polluante chimique annuelle générée par les activités domestiques. Cette charge polluante a été calculée sous l'hypothèse d'un raccordement et d'un fonctionnement optimal des stations, ce qui ne correspond pas à la situation réelle : la charge polluante est donc très probablement sous-estimée.

Tableau 20 : Estimation de la charge polluante annuelle produite par les activités domestiques à la Martinique (Anonyme, 1998b).

MO	4 697 t/an
MES	982 t/an
N	1 044 t/an
P	247 t/an

A l'heure actuelle, le traitement de la pollution domestique constitue un enjeu majeur pour des raisons à la fois sanitaires et environnementales. Aujourd'hui encore, une grande partie des eaux usées n'est pas traitée avant d'arriver dans le milieu naturel et plus de la moitié de la population n'est pas raccordée au réseau collectif.

Même si le suivi de la qualité des eaux de baignade ne le montre pas et en l'absence de données récentes, le manque de structures d'assainissement et le dimensionnement insuffisant des structures existantes laissent penser qu'il existe un risque réel de contamination des eaux littorales par les eaux usées à la Martinique.

La question du traitement des déchets est également primordiale : les décharges produisent des lixiviats toxiques qui rejoignent à plus ou moins long terme le milieu marin.



Les pollutions : conclusion

Les rejets peuvent être classés en plusieurs catégories : pollution organique, nutriments (Azote et Phosphore), pollution chimique (pesticides, hydrocarbures, éléments traces, etc.), matières en suspension (Voir : [Les dégradations physiques](#)) et pollution bactérienne.

Sur la base d'un échantillon des entreprises potentiellement polluantes, l'étude concernant la qualité des eaux et des milieux aquatiques menée par SIEE (1998) propose un modèle de contribution relative de chaque type d'activités humaines aux flux de pollution, ceci pour 4 éléments (l'Azote, le Phosphore, la matière organique et les MES). Il est important de noter que les rejets des activités domestiques, évalués sous l'hypothèse d'un raccordement et d'un fonctionnement optimal des stations, sont probablement sous-estimés. Par contre, les rejets des distilleries, calculés en 1998 sous l'hypothèse d'une absence de traitement, sont aujourd'hui certainement sur-estimés (loi de limitation des rejets).

Les activités domestiques sont responsables de la grande majorité des rejets de matière organique et d'Azote (Cf. [Figures 9 et 10](#)). La contribution de l'agriculture (hors élevage, inclus dans les activités industrielles) à la charge d'Azote est également importante.

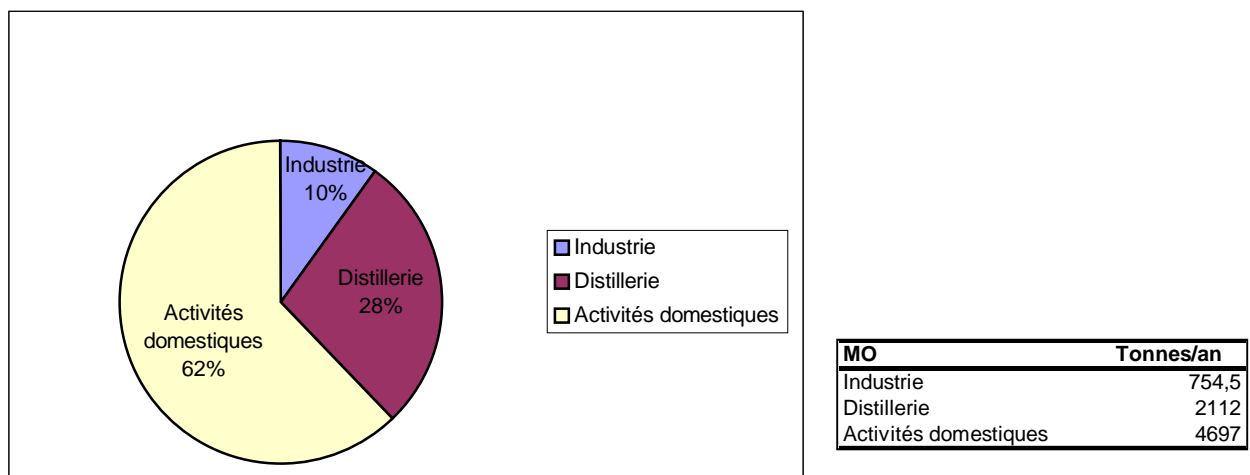
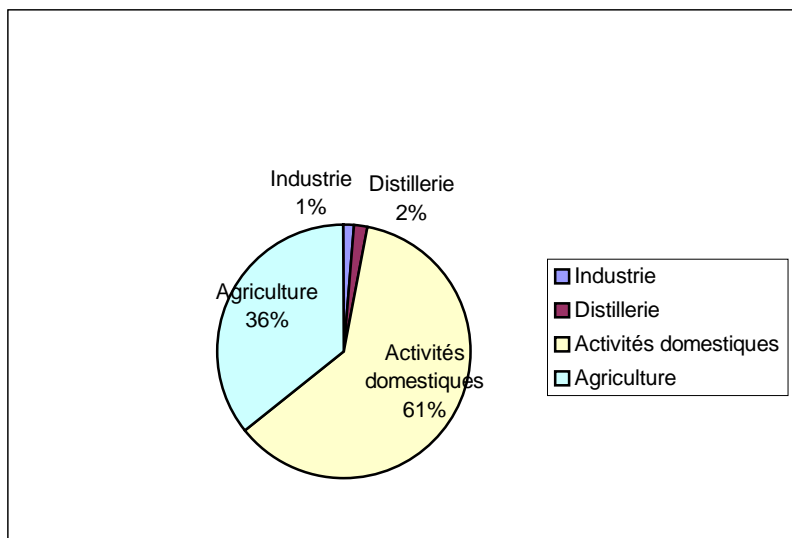


Figure 9 : Répartition de la charge en matière organique par activité (Anonyme, 1998b)



N	Tonnes/an
Industrie	23,5
Distillerie	30
Activités domestiques	1044
Agriculture	612,5

Figure 10 : Répartition de la charge en Azote par activité (Anonyme, 1998b)



Les dégradations physiques

Après l'étude des facteurs de pollution, se rattachant à des dégradations chimiques, cette seconde partie s'intéresse à l'étude des facteurs de dégradations physiques du milieu marin.

A ce titre, l'apport excessif de matières en suspension, ou hypersédimentation, et les dégradations mécaniques subies par les écosystèmes littoraux sont les deux facteurs principaux identifiés. Nous verrons tout d'abord le problème des apports de matières en suspension et un point sur l'activité des carrières sera réalisé. Puis, nous aborderons la question des dégradations mécaniques en nous intéressant plus particulièrement aux travaux en zone littorale et aux activités nautiques.

Les matières en suspension

L'érosion

Dans cette partie, nous considérerons les MES sous leur forme minérale uniquement, la matière organique étant traitée dans le paragraphe sur les pollutions.

Le contexte naturel

Le contexte physique de la Martinique explique en partie l'apport important de matières en suspension arrivant au milieu marin. Le relief montagneux au Nord s'accompagne d'une forte pluviométrie : 6 000 à 7 000 mm/an (Saffache, 1998). Le réseau hydrographique de l'île est dense (Saffache, 2002a) et on estime que 80 ravines et cours d'eau présentent un risque majeur de débordement. Au nord, la morphologie des bassins versants (forte pente, bassin de réception en forme d'entonnoir, canal d'écoulement taillé en gorges...) et les très fortes précipitations qui alimentent les torrents, sont à l'origine d'apports importants en matières en suspension (Saffache, 1994 ; Anonyme, 1999 ; Saffache, 2002a).

Ce contexte naturel favorisant l'érosion est aggravé par les activités humaines.

L'ouverture du couvert végétal

L'ouverture du couvert végétal à l'intérieur des terres ou en zone littorale, à des fins agricoles ou d'aménagement du territoire et de construction (infrastructures diverses, zones industrielles et commerciales, chantiers privés, etc.), est à l'origine d'une grande partie des MES rejetées dans le milieu marin (Saffache, 2001a). (Voir : [Les aménagements et constructions en zone littorale](#))

Les racines des arbres, et notamment celles des palétuviers de la mangrove, ont un rôle stabilisateur de terrain, elles en assurent la cohésion (Saffache, 2002b). Aux Antilles, les mangroves ont longtemps été considérées comme des zones insalubres et utilisées comme dépotoirs : elles ont été rasées et remblayées pour servir de terrains à bâtir ou de terres agricoles (Voir : [La destruction des espaces de mangrove](#)). A la Martinique, le déboisement des régions côtières pour l'agriculture et la destruction des zones de mangroves contribuent à aggraver les phénomènes d'érosion et de turbidité des eaux (BOUCHON, 1990 ; Anonyme, 1998a ; Anonyme, 1996b).

Ces phénomènes sont néfastes au développement des récifs coralliens. KUHLMANN (1985) remarque qu'autour de l'île d'Ishigaki (Archipel japonais des Ryuku), la couverture corallienne diminue nettement à l'aval des zones non boisées (elle oscille entre 45 et 75 % au droit des franges littorales boisées, contre 2 à 30 % pour les parties non boisées). Il estime qu'une « ceinture forestière » de 300 m de large minimum est nécessaire pour assurer une fonction de filtre des eaux de ruissellement avant leur arrivée en mer (Voir : Effet des [matières en suspension](#)). Le phénomène est globalement le même en Nouvelle-Calédonie où aux embouchures de certaines rivières -en raison de l'arrivée massive de sédiments terrigènes- de véritables deltas se sont formés ; à titre d'exemple, le récif de Titaaviri est maintenant colmaté par un delta d'une superficie de près de trois hectares (Saffache, sous presse).

MES produites par les activités industrielles

Les activités industrielles produisent également des matières en suspension. **Les résultats présentés ci-dessous (études SIEE et Eauzone) ne prennent pas en compte les rejets provenant des activités agricoles et des travaux d'aménagement et de construction. Il est cependant clair que ces deux secteurs sont des pourvoyeurs importants de MES.**

Dans ce contexte, les activités industrielles seraient les principaux fournisseurs de MES (90% des rejets de MES totaux) (Anonyme, 1998b) (Cf. [Figure 11](#)). A l'intérieur du secteur industriel, l'activité la plus polluante est de loin l'exploitation des carrières pour l'extraction de matériaux ou pour l'extraction du minerai, devant l'industrie agro-alimentaire et le secteur de l'élevage/abattoirs (Anonyme, 1997c) (Cf. [Figure 12](#)).

Quant aux milieux récepteurs des rejets, la majorité des MES produites est rejetée directement en mer (40%) -ce rejet direct pouvant être attribué à l'activité des carrières-, et seuls 2% se retrouvent au niveau des stations d'épurations (Anonyme, 1997c) (Cf. [Figure 13](#)).

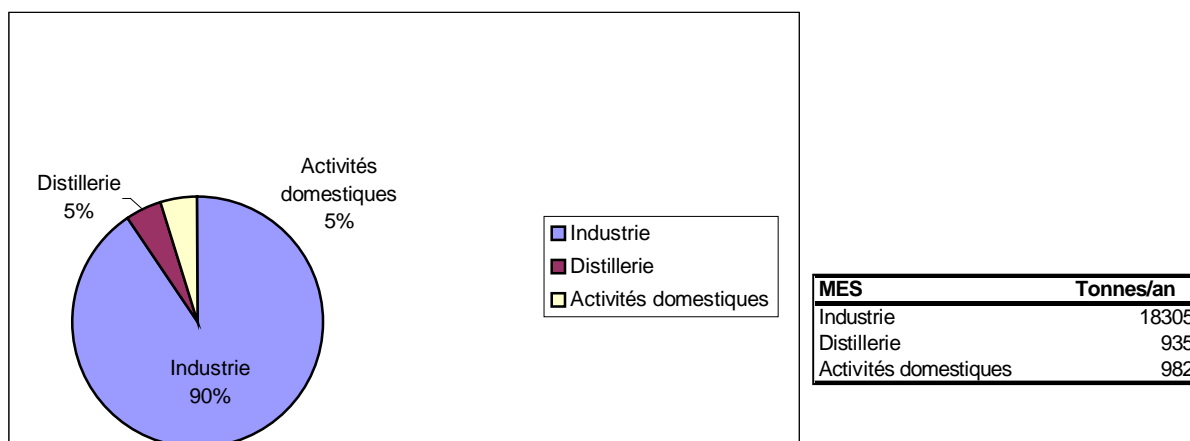


Figure 11 : Répartition de la charge en MES par secteur d'activité (Anonyme, 1998b)

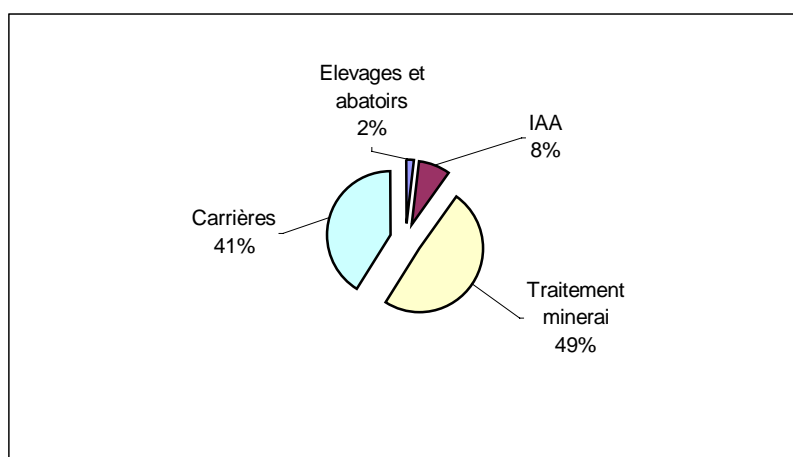


Figure 12 : Répartition de la charge en MES par activité industrielle (Anonyme, 1997c)

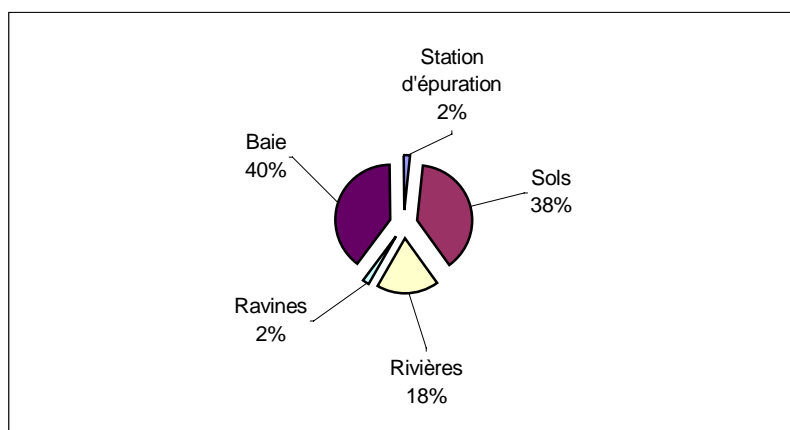


Figure 13 : Répartition du flux de MES par milieu récepteur (Anonyme, 1997c)

L'exploitation des carrières

Il existe en Martinique 23 carrières actives produisant environ 3,2 millions de tonnes de matériaux par an (Cf. [Annexe 8](#)). Les matériaux extraits sont essentiellement d'origine volcanique (Anonyme, 2003a).

La présence de ces activités en bordure littorale (Diamant, St Pierre, Trois Ilets, etc.) entraîne une forte hausse de la turbidité des eaux voisines. L'exploitation des carrières est un important fournisseur de matériaux sédimentaires (ruissellement de sédiments fins, de poussières...) (Anonyme, 1997b; Saffache, 1999a).

En juin 1994, les carrières ont été placées sous le régime des installations classées pour la protection de l'environnement. Un état des lieux réalisé par la DRIRE en 1999 a mis en évidence une situation préoccupante : 80 % des exploitations présentaient des points de non-conformité importants mettant en jeu la sécurité des travailleurs et l'impact environnemental (Anonyme, 2003a).

Compte tenu de l'importance des problèmes constatés, la mise en place d'un plan de mise en conformité a été décidée par la DRIRE. Après deux ans de fonctionnement, le bilan s'est avéré plutôt mitigé. Dans ce contexte, la DRIRE a réalisé une étude en février 2002 qui donne d'une part un bilan précis de la situation, exploitation par exploitation, et propose d'autre part les orientations à suivre sur trois ans (de 2003 à 2005) (Anonyme, 2003a).

S'il est incontestable que des progrès significatifs ont été observés en ce qui concerne la réglementation du travail, la prise en compte de l'environnement est difficile dans le contexte martiniquais actuel (difficulté de trouver des terrains propices, concurrence importante induisant un coût de vente des matériaux très bas, etc.). Le bilan est beaucoup plus mitigé que pour les autres installations classées (ex : les distilleries), d'importants efforts restent à faire (Anonyme, 2003a).

Voir : Effet des [matières en suspension](#)

Les dosages

A la Martinique, les zones les plus touchées par le phénomène d'hypersédimentation sont les baies (Anonyme, 1997b).

D'après des mesures effectuées par la Direction Départementale de l'Équipement en 1984, la rivière Lézarde déposerait, en moyenne, chaque année 100 000 m³ de sédiments dans la baie de Fort de France alors que les rivières Monsieur et Salée en déposeraient respectivement 45 000 m³ et 90 000 m³ (Saffache, 2002a). Chaque année, l'ensemble des rivières qui alimentent la baie de Fort de France, fournirait ainsi 550 000 m³ de sédiments (Saffache, 2001b).

Des études réalisées dans la baie du Marin (Saffache *et al.*, 1999 ; Saffache, 2001c) révèlent que le débit moyen des rivières alimentant la baie est de 0,5 m³/s, pour une concentration moyenne en MES de 45 mg/l. Lors des épisodes de cyclones ou de tempêtes, le débit peut monter jusqu'à 100 à 150 m³/s et la concentration en MES à 500 mg/l. Ces teneurs sont globalement les mêmes dans la baie du Galion (Saffache, 2000a).

Les mesures de la qualité des eaux de surface, effectuées par la DIREN depuis 1994, témoignent de valeurs en MES fréquemment supérieures à 50 mg/l (plus d'un tiers des valeurs) (Cf. [Annexe 9](#)). On peut constater des pics en 1996, 1997 et 2000, l'année 1997 étant une année record avec des taux de MES atteignant 3080 mg/l. Toutefois, la portée de ce suivi a ses limites et ne permet pas d'obtenir une image représentative des taux de MES rejetés dans le milieu : la fréquence des mesures n'est pas suffisante (2 à 4 mesures par an seulement) et les mesures ont souvent été effectuées durant la saison sèche. Cependant, les résultats extrêmes observés laissent supposer l'existence de rejets chroniques à taux élevés voir très élevés lors des événements pluvieux.

Les destructions mécaniques

Les aménagements et constructions en zone littorale

Par le dépôt de matériaux ou leur enlèvement, les travaux d'aménagements et de constructions en zone littorale peuvent induire une destruction des communautés benthiques au droit et aux alentours des ouvrages (PORCHER, 1995 et PORCHER, 2000) :

- travaux de terrassement et de remblaiement ;
- dragages de chenaux, creusements de bassins ;
- ouvrages de défense des côtes ;
- ouvrages portuaires, etc.

Voir : Effet des [destructions mécaniques](#)

Les activités nautiques

La plaisance

Les bateaux de plaisance causent fréquemment des cassures aux coraux par le frottement des embarcations. Les cassures visent principalement les colonies proéminentes donc les plus âgées (TILMANT ET SCHMALH, 1982 in TILMANT, 1987). C'est également le cas des activités associées (Kayak, Jet Ski).

L'ancrage des bateaux provoque également des cassures sur les fonds coralliens et la destruction des herbiers de phanérogames par les chaînes des bateaux.

Plongeurs et apnéistes

Les activités subaquatiques causent également des dommages par cassure et principalement sur les coraux branchus (plongeurs non sensibilisés et/ou débutants, photographie sous-marine). Elles peuvent également altérer le comportement des organismes mobiles (fuite ou attraction en cas de nourrissage).

L'importance de ces activités dans les dégradations causées aux systèmes récifaux peut être très variable. Elle dépend de paramètres intrinsèques aux activités (niveau de connaissance et de sensibilisation des pratiquants) mais aussi des autres facteurs de dégradation. Elle doit donc être évaluée au cas par cas. Peu d'études ont été menées à ce jour et aucune n'a été réalisée en Martinique.



Les dégradations physiques : conclusion

Les activités humaines viennent aggraver le phénomène d'érosion naturelle que connaît l'île et sont certainement à l'origine de dégradations mécaniques importantes sur les écosystèmes littoraux.

L'ouverture du couvert végétal à l'intérieur des terres et en bordure littorale (forêts côtières, mangroves), à des fins agricoles ou d'aménagement et de construction, favorise l'érosion des sols. Les activités industrielles produisent également des MES. L'exploitation des carrières est responsable de la majeure partie des rejets de matières en suspension industriels. La quasi-totalité du flux de MES arrive au milieu marin, de manière directe ou indirecte, seuls 2% des MES produites arriveraient en station d'épuration où elles pourraient être traitées.

Les activités humaines sont également à l'origine de destructions partielles ou totales des milieux récifaux : parmi ces activités, les constructions littorales causent souvent la destruction totale des fonds récifaux et leur impact se fait ressentir souvent bien loin de la zone des travaux. Enfin, les activités nautiques et subaquatiques (navigation de plaisance, plongée sous-marine...) ont un impact non négligeable sur les écosystèmes coralliens et les herbiers de phanérogames.



L'exploitation

Cette troisième partie s'intéresse aux principales pressions provenant de l'exploitation socio-économique du milieu marin. Au premier rang, la pêche et les activités touristiques.

La pêche

Une flottille artisanale

Selon les Affaires Maritimes, on comptait en 2000 942 pêcheurs enrôlés à la Martinique dont la grande majorité (869) est enrôlée en petite pêche. Il faut noter l'existence de pêcheurs non enrôlés qui pourrait porter l'effectif réel des pêcheurs à environ 2500 saisonnièrement (DORAY, 2002). La flotte de pêche martiniquaise était constituée en 2000 de 864 bateaux (Affaires Maritimes) dont 98% d'unités artisanales non-pontées de 7 mètres en moyenne (DORAY, 2002).

Production

La production totale moyenne de la pêche martiniquaise a été estimée à environ 5 500 tonnes entre 1991 et 1993, dont 3 500 t de poissons pélagiques (Anonyme, 1991 ; Anonyme, 1992 et Anonyme, 1993).

La totalité de cette production est commercialisée en frais en Martinique et Guadeloupe mais est loin de satisfaire la forte demande en produits de la mer du marché local. Du fait de cette demande élevée, de l'augmentation du niveau de vie et par la même des moyens mis en œuvre par les pêcheurs, l'exploitation du plateau insulaire étroit est devenue intense. Les ressources côtières ont été évaluées et qualifiées de « fortement exploitées » (GOBERT, 1989 ; GOBERT et STABISIERE, 1997 in DORAY, 2000). Depuis, aucune mesure de régulation de l'effort de pêche n'a été effectivement appliquée, du fait notamment du trop faible revenu des pêcheurs côtiers (DORAY, 2002).

On suppose que l'introduction des DCP (Dispositifs de Concentration du Poisson) a permis de redéployer une partie de l'effort de pêche de la bande côtière vers le large (REYNAL *et al.*, 2001).

Aucun système de collecte de statistiques de pêche n'a été mis en place à l'heure actuelle.

Techniques employées et maillages

Les principales techniques utilisées pour la pêche côtière sont la nasse (58 %) et les filets maillants de fond (15 %) (GOBERT, 1989). La taille des mailles des filets et des nasses est réglementée par les Affaires Maritimes (taille supérieure à 31 mm). Cependant, le non-respect de ces réglementations entraîne une surexploitation de la plupart des espèces par la capture de trop jeunes poissons.

Evolution de la biomasse herbivore

La composition d'un peuplement de poissons étant la résultante des interactions (compétitions, prédatons) des différentes espèces en présence, le prélèvement toujours sélectif de la pêche sur ce peuplement se traduit par une modification de sa composition, avec éventuellement instauration d'un nouvel état d'équilibre, plus ou moins stable (GOBERT, 1991).

A la Martinique, il semble que la biomasse ichtyologique totale ait diminué (GOBERT, 1989). Ce phénomène pourrait s'expliquer par une pression de pêche trop importante s'exerçant sur l'ensemble de la ressource (Voir : [Effet de l'exploitation des herbivores](#)).

Le [Tableau 21](#) fait le point sur les différentes familles de poissons démersaux pêchées à la Martinique en 1991 (dernières données en date) (les espèces herbivores sont indiquées en vert).

[Tableau 21](#) : Prises moyennes par famille et mode d'alimentation pour les années 1991, 1987, et 1974-75 (GOBERT, 1991).

Familles	Prises moyennes (en %)		
	1974/1975	1987	1991
Serranidae	7,1	6,1	9,7
Haemulidae + Lutjanidae + Sparidae	34,8	24,6	18 (sans Sparidae)
Holocentridae	2	0,8	8,3
Mullidae	6	1,1	4,1
Acanthuridae	2,7	4,6	9,2
Scaridae	6,5	13,5	13,5
Priacantidae	3,9	7,7	/
% cumulé / prise totale	63,1		62,8

Dans la Caraïbe en général, les études ont montré une diminution des captures relatives de carnivores (Serranidae, Lutjanidae). A la Martinique, cette tendance semble se confirmer en partie jusqu'à 1987 (GOBERT, 1991). Par contre, ces résultats font apparaître une augmentation des captures relatives d'herbivores de 1974 à 1991. Ces résultats pourraient s'expliquer par une diminution de la biomasse des carnivores et/ou par une augmentation de la biomasse relative des herbivores (Cf. [Tableau 21](#)).

Les résultats d'une étude réalisée par BOUCHON *et al.* viennent appuyer cette seconde hypothèse : les auteurs mettent en évidence une augmentation des populations de poissons herbivores entre 1984 et 1988 sur le littoral caraïbe et sud de la Martinique (de Fort de France à Ste Luce) (BOUCHON *et al.*, 1991a). Cette augmentation relative de la biomasse herbivore pourrait s'expliquer par une modification profonde de l'écosystème. BOUCHON *et al.* mettent en relation le phénomène avec l'augmentation du recouvrement des algues vertes dans le secteur étudié, conséquence directe de l'eutrophisation (Voir : [Développement des macro-algues](#)).

Le tourisme

Avec près d'un million de visiteurs en 2000 (928 000 visiteurs environ), le tourisme en Martinique représente un secteur clé de l'économie locale (10 % du PIB). Ce chiffre est en constante augmentation (multiplié par trois en 15 ans), bien que la fréquentation de l'île enregistre actuellement une légère baisse (Anonyme, 2000e).

La sur-fréquentation touristique peut avoir de graves impacts locaux (SALVAT, 1998) :

- dégradations engendrées lors de la construction des infrastructures hôtelières (hôtels, bungalows, marinas, pontons ...) et production de MES ;

Voir : [Les destructions mécaniques](#) et [Effet des matières en suspension \(MES\)](#)

- pollution du milieu par les rejets d'eaux usées et les déchets des installations. Bien souvent, les rejets produits dépassent la capacité de charge locale. Ainsi, plusieurs hôtels se plaignent des marées vertes qui affectent leurs plages tout en continuant à jeter leur eaux usées dans la ravine voisine ;

Voir : [Les pollutions domestiques](#) ; [Effets des nitrates : eutrophisation et prolifération algale](#), des [rejets de Phosphore](#), des [rejets de matière organique](#), des [pollutions bactériennes](#), des [détergents](#)

- dégradations physiques liées aux activités récréatives : coups de palmes des plongeurs, ancres des bateaux de plaisance et de plongée ;

Voir : [Effet des destructions mécaniques](#)

- prélèvements d'animaux marins (lambis, diodons, coraux) pour la vente directe aux touristes ou pour fabriquer des bijoux (HODGSON, 1999). Bien que ces pratiques soient réglementées, on les rencontre encore régulièrement sur les marchés de Fort de France ;
- hausse de l'érosion et de la turbidité engendrées par l'entretien des plages (ratissage manuel ou avec « dameuses ») et la pratique des activités nautiques qui tendent à augmenter le clapot à l'échelle locale (PORCHER, 1995).

[Effet des matières en suspension \(MES\)](#)



L'exploitation : conclusion

Du fait de la demande locale élevée, de l'augmentation du niveau de vie et par la même des moyens mis en œuvre par les pêcheurs, l'exploitation du plateau insulaire étroit martiniquais est devenue intense. Les ressources côtières ont été qualifiées de « fortement exploitées ». Cette pression de pêche concentrée sur l'étroite bande littorale est certainement à l'origine de la baisse globale des captures constatée. Toutefois, on estime que la mise en place des DCP (Dispositifs de Concentration du Poisson) a contribué à redéployer la pression de pêche vers les ressources du large (grands poissons pélagiques).

Le tourisme est un des secteurs clés de l'économie locale. Il est amené à se développer de plus en plus dans les années à venir. Les activités touristiques peuvent être également à l'origine de pressions importantes sur le milieu marin, ces pressions étant de nature très diverses :

- pollution des eaux : les rejets produits par les installations peuvent contribuer à la dégradation de la qualité des eaux marines côtières ;
- production de MES (construction des infrastructures, entretien des plages...) et dégradations mécaniques (construction des infrastructures, activités nautiques), ces pressions de nature physique s'exerçant aussi bien en phase de travaux qu'en phase d'exploitation ;
- prélèvements d'organismes marins destinés à la vente.



Les agressions d'origine anthropique sur le milieu marin côtier : conclusion

L'objectif de cette première partie était de présenter qualitativement et tant que faire se peut, quantitativement, les différents facteurs de dégradation du milieu marin martiniquais, dont les facteurs susceptibles de menacer les écosystèmes récifaux.

Si les facteurs de dégradation sont aujourd'hui bien connus, la collecte de données relatives à chacun des facteurs s'est avérée difficile, pour de nombreuses raisons, les principales étant le manque de données sur le milieu marin, le manque de normes et d'études de référence pour qualifier objectivement leur importance, le manque de centralisation et de synthèse des informations à la Martinique. Les données présentées ne se veulent donc pas exhaustives et leur interprétation doit être considérée avec prudence.

Toutefois, il est certain que la Martinique possède un environnement favorable à la pollution du milieu marin, que ce soit au niveau naturel (relief, pluviométrie, pédologie), ou humain, si l'on considère les aspects techniques, sociaux et culturels (le milieu marin reste un milieu peu connu de la population).

La majorité des agressions s'exerçant sur le milieu marin est d'origine anthropique et terrestre. La mer sert d'exutoire à tous les rejets provenant du proche littoral ou de l'intérieur des terres. L'étude du milieu marin ne peut donc pas être dissociée de l'étude du milieu terrestre, ceci est encore plus vrai dans un contexte insulaire.

Les données disponibles concordent vers le fait que le milieu marin côtier est sujet à des niveaux importants de dégradation et d'exploitation de ses ressources.

2.



deuxième partie

**Evaluation des effets sur les
écosystèmes coralliens et associés**



Impacts sur les écosystèmes coralliens

L'objectif de ce chapitre est d'estimer l'impact des pollutions, dégradations physiques et modes d'exploitation décrits plus haut sur les écosystèmes coralliens martiniquais. Les impacts sont évalués en se référant aux normes de toxicité des polluants et/ou aux résultats d'études scientifiques. Les références citées ne se veulent pas exhaustives.

Effets des matières en suspension (MES)

Rappel : définition et origines

Les MES présentes dans les milieux aquatiques sédimentent vers le fond, sous l'action de leur poids. L'hypersédimentation correspond à une sédimentation excessive provoquée par un taux trop important de MES dans l'eau (FRAIZIER *et al.*, 1985).

Les causes multiples de l'hypersédimentation ont été évoquées plus haut.

Voir : [origine des matières en suspension \(MES\)](#) : l'[érosion](#), les [aménagement et constructions en zone littorale](#), les [carrières](#), les [distilleries](#), et les [eaux usées domestiques](#).

Les impacts physiques

Les principaux impacts physiques des matières en suspension sont :

- l'envahissement de toutes les anfractuosités du récifs et le piégeage des organismes qui y vivent (GABRIE *et al.*, 1995 et WILLIAMS, 2001). La réduction de la complexité structurale entraîne une diminution du nombre d'habitats disponibles. Il s'en suit une réduction de la biomasse des espèces récifales, et notamment des espèces herbivores, régulant la biomasse végétale du récif (WILLIAMS, 2001) ;
- le colmatage des zones de frai (ponte) des poissons (WILLIAMS, 2001) ;
- le colmatage des branchies des poissons (Anonyme, 1998b et WILLIAMS, 2001) ;
- le recouvrement des colonies coralliennes qui interfère avec les processus d'alimentation et de respiration des coraux (WILLIAMS, 2001) ;
- la mise en place d'un substrat meuble, incompatible avec la fixation des larves de coraux, ce qui affecte les capacités de recrutement et de recolonisation des espèces coralliennes (PORCHER, 2000) ;

Les impacts physiologiques sur les coraux

Les coraux dits « hermatypiques » vivent en symbiose avec des algues unicellulaires et photosynthétiques, les zooxanthelles. Les polypes du corail utilisent l'énergie produite par ces algues ainsi qu'une partie de leur production calcaire pour leur propre croissance. Tous les récifs coralliens de la Martinique reposent sur cette symbiose.

Réduction de la photosynthèse

En réduisant la quantité de lumière disponible, l'hypersédimentation entraîne une diminution de la photosynthèse des zooxanthelles et par conséquent une diminution des ressources énergétiques du corail (OGDEN, 1983 et WILLIAMS, 2001).

KUHLMANN (1985) a établi une relation inverse entre clarté de l'eau et densité de corail montrant une baisse de la densité corallienne proportionnelle à la baisse de la clarté de l'eau (Cf. Figure 14).

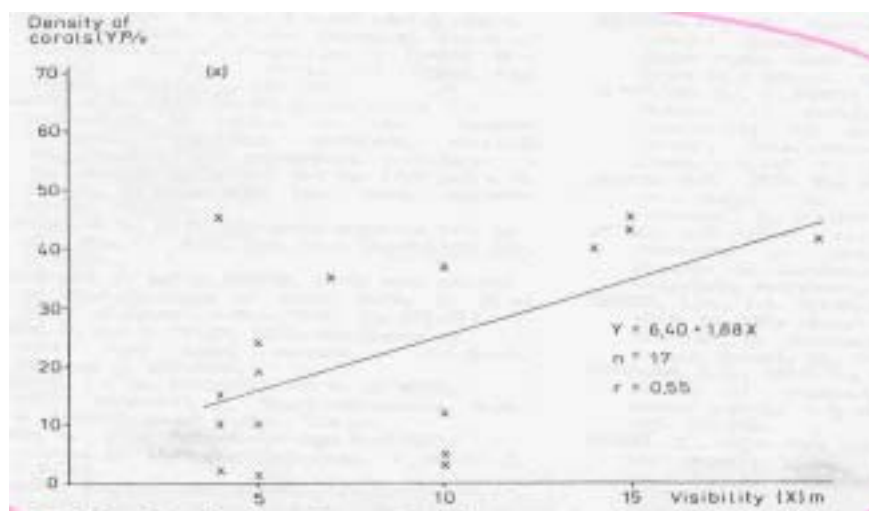


Figure 14 : Relation entre densité du corail et clarté de l'eau autour de l'île Ishigaki (Archipel des Ryuku, Japon) (Sources KUHLMANN, 1985).

Diminution de la fertilité

GILMOUR (1999 in WILLIAMS, 2001) tire les conclusions suivantes de ses expérimentations en laboratoire sur les effets des sédiments (concentrations de 50 à 100 mg/l) : les sédiments entraînent une réduction de la fertilité des coraux ainsi qu'une baisse du taux de survie des larves.

Effet indirect : développement de pathologies

Les matières en suspension fixent les micro-polluants (éléments métalliques, hydrocarbures et pesticides) favorisant ainsi leur accumulation au fond et à leur relargage chronique à long terme (KNAP, 2001).

En fixant les germes, et notamment les bactéries, les matières en suspension peuvent favoriser le développement de certaines pathologies touchant le corail (ex: la maladie de la bande noire).

Les conséquences sur l'équilibre récifal

La modification des conditions de luminosité provoque un déséquilibre profond de l'écosystème récifal. Ce déséquilibre se manifeste par un changement de dominance parmi les espèces du récif (WILLIAMS, 2001), les espèces plus résistantes et adaptées aux nouvelles conditions remplaçant les anciennes. Ce déséquilibre peut aussi se manifester par la présence d'espèces de fond, adaptées à vivre dans des conditions de luminosité réduite, à de faibles profondeurs.

WILLIAMS (2001) estime que la survie des espèces menacées par ce phénomène tient dans leur capacité à adapter leur morphologie à leur environnement.

Selon le résultat de nombreuses observations sur la grande barrière de corail australienne, la diminution de la photosynthèse induite semble également réduire considérablement la biomasse des algues calcaires encroûtantes (WILLIAMS, 2001).

Capacité de résistance des coraux à l'hypersédimentation

Les coraux sont capables de se débarrasser des particules tombant à leur surface en les agglutinant par une hypersécrétion de mucus, puis en les acheminant vers la périphérie à l'aide des mouvements des cils épidermiques (WILLIAMS, 2001).

Cependant, ce piégeage de particules utilise une grande part de l'énergie des coraux, affaiblissant ainsi leur capacité à se nourrir et à croître (WILLIAMS, 2001). En cas d'excès, il se produit une accumulation de vase sur le rebord de la colonie, une auréole de polypes morts se forme et progresse vers le centre. Les formes à gros polypes (*Mussa sp.*) ou à méandres (*Diploria sp.*) sont moins touchées que les espèces à petits polypes ou polypes isolés (LABOREL *et al.*, 1984).

Notons que certains auteurs considèrent que certaines espèces de coraux possèdent assez d'adaptabilité hétérotrophique pour tirer leur nourriture de cet excès de sédiment (WILLIAMS, 2001). En effet, LEWIS et PRICE (LEWIS, 1976) émettent l'hypothèse que certaines espèces de coraux capturent ces matières en suspension pour y trouver leur nourriture. Sous l'action des mouvements ciliaires et tentaculaires, ces espèces seraient capables d'élever le mucus qui les entoure, afin de l'exposer aux eaux turbides. Les particules une fois capturées seraient acheminées vers l'estomac des polypes à l'aide du mouvement des tentacules. Les mesures expérimentales montrent clairement des taux de « filtration » variant entre 145,5 ml/h/cm² pour les coraux à grande surface (*Diploria sp.*, *Agaricia sp.* ...) et 16,6 ml/h/cm² pour les espèces à surface réduite (*Porites porites*, *Dendrogyra cylindrus*...) (LEWIS, 1976).

Même si ces études montrent une capacité de résistance à l'hypersédimentation chez certaines espèces de coraux, cette faculté ne peut être généralisée à l'ensemble des espèces. De plus, il est fort probable que les mécanismes mis en place affaiblissent les organismes en monopolisant une part importante de leur énergie.

Evaluation des impacts à la Martinique

Voir : [origine des matières en suspension \(MES\)](#)

Comme nous l'avons vu précédemment, les effets de l'hypersédimentation sont multiples et se manifestent à différentes échelles : survie et reproduction des coraux, modification profonde de l'écosystème corallien, etc.

A la Martinique, outre la disparition progressive des bancs coralliens situés dans les baies (ex : baie de Fort de France) (BOUCHON et LABOREL, 1986), un phénomène de « remontée » des espèces de fond a été constaté sur le site du Gros Ilet : ainsi, dès 1984, on rencontrait des espèces de fond vivant normalement à 30-40 mètres de profondeur à 10 mètres seulement (BOUCHON et LABOREL, 1986).

De plus, le taux en MES moyen mesuré au niveau des grandes baies de l'île (environ 50 mg/l) qui semble *a priori* relativement faible, pourrait être suffisamment élevé pour affecter la capacité de reproduction des coraux. En effet, si l'on se réfère aux études de GILMOUR (1999 in WILLIAMS,

2001), une concentration de 50 mg/l constitue déjà une valeur critique pour la fertilité et la survie larvaire du corail. En ce qui concerne la survie en elle-même des coraux, aucune valeur-seuil n'est disponible. On peut toutefois penser que les rejets de MES très élevés, consécutifs aux forts épisodes pluvieux, peuvent affecter la survie de certaines espèces coralliennes, non adaptées à l'hypersédimentation.

Enfin, nous avons vu que ce phénomène pourrait également réduire considérablement la biomasse des algues calcaires encroûtantes (WILLIAMS, 2001). A la Martinique, le rôle de ces algues calcaires dans la construction de l'édifice récifal est important. Dans ce contexte, l'hypersédimentation pourrait avoir des conséquences importantes sur la santé des écosystèmes récifaux de la Martinique.

Effet des nitrates : eutrophisation et prolifération algale

L'eutrophisation est l'un des effets les plus fréquents de la pollution. Elle correspond à une augmentation d'éléments nutritifs entraînant une augmentation de la production et de la biomasse du système (MARSZALEK, 1987).

Sous des conditions contrôlées, l'eutrophisation est une sorte de fertilisation artificielle qui peut permettre d'augmenter le stock d'une espèce « exploitable » comme c'est le cas en aquaculture. Par contre, dans le milieu naturel, la pollution cause habituellement un déséquilibre dans la structure de l'écosystème (MARSZALEK, 1987). En règle générale, il semble que le taux de nitrates soit le plus directement lié à l'apparition des conditions eutrophes (facteur limitant).

Rappel : les causes de l'eutrophisation

Les récifs coralliens sont particulièrement sensibles à la pollution à cause de l'équilibre fragile qu'il existe entre les nombreuses espèces qui y vivent. Cet équilibre est maintenu en partie par les taux relativement faibles de nutriments disponibles (notamment nitrates et phosphates) retrouvés dans les eaux marines tropicales (MARSZALEK, 1987).

Il convient de noter cependant le cas particulier de récifs coralliens existants dans des zones adjacentes aux upwellings (remontées de nutriments des profondeurs) (DANA, 1843 ; GLYNN and STEWART, 1973 et GLYNN, 1997 in KINSEY, 1979), dont le mode de fonctionnement est mal connu.

La faible concentration des nutriments, essentiels à la croissance des plantes, a permis aux coraux de se développer à la place de leurs principaux compétiteurs : les algues (BOUCHON, 1990). Les rejets humains (engrais, eaux usées domestiques, etc.) conduisent à un enrichissement du milieu qui favorise la croissance des algues au détriment des coraux (GABRIE *et al.*, 1995). Azote et Phosphore sont les deux nutriments incriminés (WILLIAMS, 2001).

Cependant, il semble que l'Azote soit le facteur le plus limitant (THOMAS, 1969 ; WEBB *et al.*, 1975, in KINSEY, 1979) pour la croissance algale et donc indirectement pour la croissance des coraux, contrairement au Phosphore (LITTLER et LITTLER, 1984) -les coraux peuvent en effet se développer dans des milieux à teneur en Phosphore variable- (WELL, 1957 et REID, 1961 in KINSEY, 1979).

Les effets directs de l'eutrophisation

Développement des macroalgues

Quand des conditions eutrophes apparaissent, une compétition pour l'espace se met en place entre les organismes benthiques. Les algues, plus compétitives - elles se développent beaucoup plus rapidement que les coraux -, finissent par occuper peu à peu l'espace et recouvrir ces derniers (BOUCHON, 1990).

L'eutrophisation se manifeste généralement par une prolifération d'algues brunes, dont les thalles se développent entre les organismes benthiques, ou parfois directement sur les coraux, éponges et gorgones (Anonyme, 1997b).

Bloom phytoplanctonique et anoxie

Une eutrophisation extrême peut également entraîner la prolifération de microalgues (bloom phytoplanctonique) et l'installation de conditions anoxiques. En effet, un bloom phytoplanctonique provoque une réduction importante de la pénétration de la lumière et inhibe par conséquent les processus de photosynthèse, sources d'oxygène pour le milieu marin (KINSEY, 1979).

Origines des nutriments à la Martinique

Voir : les [activités agricoles](#) ; les [activités industrielles](#) ; les [distilleries](#) ; les [activités domestiques](#) ; dégradation de la [matière organique](#)

A la Martinique, les nutriments proviennent de deux sources principales :

- des apports des grands fleuves sud-américains à l'échelle régionale : un flux important de nutriments provient des apports des grands fleuves tels que l'Orénoque et l'Amazone dont les estuaires sont situés à quelques centaines de kilomètres au sud-est de l'Arc Antillais ;
- des apports terrigènes à l'échelle locale : les eaux littorales sont enrichies par les rejets de nutriments provenant des bassins versants de l'île (Anonyme, 2000a).

Comme nous l'avons vu en première partie, à l'échelle locale, les rejets d'Azote proviennent principalement des activités domestiques et des activités agricoles. Sur la charge totale en azote, seul 26% serait acheminé vers les stations d'épuration, qui ne l'éliminent pas totalement (Cf. [Figure 6](#)). Si l'on se réfère aux mesures physico-chimiques réalisées par la DIREN, ces rejets sont concentrés autour de la baie de Fort de France (Anonyme, 2000c).

Observations à la Martinique

Des études géologiques réalisées sur les récifs de la Martinique ont montré que, depuis trois à quatre cent ans (ce qui correspond au début de la colonisation de l'île), les coraux constructeurs de récifs (côte au vent) ont été remplacés progressivement par des algues (BOUCHON, 1990). On peut donc supposer que la déforestation et le développement des activités humaines ont participé à ce changement d'équilibre. Cependant, d'autres facteurs peuvent également être incriminés (disparition naturelle, diminution des herbivores).

Cependant, depuis peu, ce phénomène d'expansion des algues semble s'être accentué. Alors que, jusqu'en 1984, les algues brunes du genre *Sargassum* n'étaient présentes que sur la côte au vent de l'île -leur habitat naturel aux Antilles françaises-, en 1986, ces algues ont été retrouvées pour la première fois sur la côte caraïbe (BOUCHON *et al.*, 1991a).

Prolifération des Sargasses

En 1986, Bouchon *et al.* ont constaté une prolifération des sargasses sur la côte sud-ouest de la Martinique (sur 20 km de côte, de la Pointe de la Baleine à Sainte-Luce, entre 3 et 30m de fond), alors que dans la baie de Fort de France, au substrat très vaseux, aucun développement important n'a été constaté (BOUCHON *et al.*, 1991a).

Cette étude a également mis en évidence un gradient de prolifération décroissant entre la baie de Fort de France et Sainte Luce, avec une diminution de la densité et de la taille des thalles. Selon Bouchon *et al.* (1991a), c'est probablement la dégradation de la qualité des eaux côtières par les effluents des zones urbaines et industrielles de la Baie de Fort de France qui est à l'origine de ce développement algal, suggérant également l'existence d'un courant côtier nord-sud sortant de la baie. Il est également possible que la quasi-disparition des oursins diadème (*Diadema antillarum*), décimés il y a une vingtaine d'années lors d'une épidémie, ait joué un rôle dans l'explosion des algues brunes ; ces herbivores sont en effet des régulateurs importants des populations algales (Anonyme, 1997b).

Littler *et al.* (1992) ont également mis en évidence ce phénomène de prolifération des sargasses à proximité de la baie de Fort de France, qu'ils ont attribué à l'espèce *Sargassum filipendula*.

Depuis ces études, d'autres espèces de sargasses ont été observées sur les côtes de la Martinique (ex. *Sargassum hystrix*) (com. pers. BOUCHON).

Développement des algues vertes

Parallèlement à l'observation du développement des sargasses, ces deux études relatent des phénomènes de prolifération d'algues vertes. Dans leur étude, Bouchon *et al.* (1991a) décrivent des algues vertes filamenteuses situées entre 0 et 3m de profondeur. Quant à Littler *et al.* (1992), ils mentionnent un développement d'algues vertes, vivant en épiphytes sur les sargasses, qu'ils attribuent à l'espèce *Enteromorpha chaetomorhoides* (*O. Ulvales*).

En 1996, la présence d'algues vertes est également constatée par Impact mer à proximité des deux embouchures des stations d'épuration de S^{le} Luce (Bourg et Gros Raisins). Leur absence ailleurs montre bien la corrélation entre les rejets d'effluents provenant des stations (nutriments) et la prolifération algale. D'après l'étude menée par l'IFREMER en 1992, c'est l'apport d'azote qui serait à l'origine de la prolifération des algues vertes, notamment des entéromorphes filamenteuses (Anonyme, 1996a).

Déséquilibre de l'écosystème

Par ailleurs, Bouchon *et al.* (1991a) mettent en évidence un déséquilibre des communautés ichtyologiques dans le secteur étudié entre 1984 et 1988 : ils notent une diminution de la richesse spécifique et une augmentation des populations de poissons herbivores qu'ils attribuent préférentiellement au développement des algues vertes plutôt qu'à celui des sargasses.

Conclusion

A la Martinique, la prolifération des sargasses et des macroalgues vertes en surface, serait due à un excès de nitrates dans l'eau, d'origine agricole ou urbaine.

Les principales conséquences sont :

- l'occupation de l'espace par les algues ;
- la monopolisation de l'énergie lumineuse pour leur croissance au détriment des autres organismes benthiques ;
- la réduction des processus de photosynthèse par bloom algal, pouvant provoquer l'anoxie du système.

Comme nous le verrons par la suite, ce phénomène d'eutrophisation est aussi à mettre en relation avec la biomasse d'herbivores présente (Voir : [Effet de l'exploitation des herbivores](#)).

Effet des rejets de Phosphore

Voir : les [activités agricoles](#) ; les [activités industrielles](#) ; les [distilleries](#) ; les [activités domestiques](#) ; dégradation de la [matière organique](#)

Ses effets sur l'écosystème récifal sont moins connus que ceux de l'azote. Il semble agir sur les processus de calcification et de croissance des coraux. Selon les concentrations mises en jeu, ses effets seraient différents : il inhiberait la calcification et la croissance des coraux, ou au contraire, favoriserait la calcification mais fragiliserait les coraux en diminuant la densité de leur squelette (KOOP *et al.*, 2001). Il semble également affecter le potentiel de reproduction des coraux (LITTLER *et al.*, 1992 ; WILLIAMS, 2001 et KINSEY, 1979).

Enfin, il inhiberait la croissance des algues calcaires. Plusieurs auteurs ont également établi une relation inverse entre la présence de phosphore et la croissance des algues calcaires (BROWN *et al.*, 1977 in KINSEY, 1979).

Situation à la Martinique

A la Martinique, le suivi physico-chimique des eaux de la DIREN prend en compte le dosage du phosphore sous sa forme phosphate (concentrations de 0 à 12,5 mg/l). Cependant, aucune donnée n'est disponible pour les eaux marines. De plus, les impacts du phosphore sont difficilement appréciables en l'absence de valeurs-seuil relatives à son impact sur les écosystèmes coralliens.

Effet des rejets de matière organique

Les rejets de matière organique proviennent principalement des activités domestiques, et des activités industrielles (agro-alimentaire, distilleries, élevage/abattoirs) (Cf. Figure 9). Seul 7% du flux total serait acheminé vers les stations d'épuration (Cf. Figure 6). Voir : [origine des rejets de matière organique](#)

L'apport massif de matière organique provoque :

- un déséquilibre de l'écosystème marin qui se manifeste par une prolifération des organismes qui se nourrissent de particules organiques au détriment des autres ;
- une réduction de l'oxygène disponible dans le milieu voir le développement de conditions anoxiques : l'oxydation (dégradation) des matières organiques, contenues en grande quantité dans les rejets domestiques et les vinasses des distilleries, entraîne une forte consommation d'oxygène. Quand cette consommation d'oxygène devient trop importante, des conditions anoxiques peuvent s'installer, perturbant les fonctions vitales des organismes non tolérants (BOUCHON, 1990) ;
- une augmentation des concentrations en nutriments azotés et phosphatés, par dégradation de la matière organique.

Situation à la Martinique

A la Martinique, bien que le taux de matière organique soit inclus dans les suivis de la qualité des eaux douces, aucune donnée n'est disponible en milieu marin. De plus, les effets de ce facteur sur l'environnement sont encore peu connus.

Malgré ces lacunes, le phénomène de prolifération des populations de cyanobactéries, d'éponges, de vers et de bivalves constaté dans la baie de Fort de France peut être l'une des manifestations d'un apport excessif de matière organique dans la baie (Anonyme, 1997b).

Effet des rejets acides

Le rejet des vinasses acides (pH = 3,6) des distilleries entraîne une acidification des milieux aquatiques situés en aval des installations. Cette modification brutale du pH peut entraîner la mort des espèces peu tolérantes, non adaptées à ces nouvelles conditions de vie. L'acidification du milieu peut également intervenir sur la forme physico-chimique de certains métaux lourds et modifier ainsi leur biodisponibilité pour les organismes et leur pouvoir toxique (FRAIZIER *et al.*, 1985).

En 2000, des dosages en Guadeloupe en aval de la distillerie Bonne Mère à l'embouchure de la Grand Rivière à Goyaves ont montré un pH fortement diminué (jusqu'à 3,5) et une disparition totale de l'oxygène dissous dans l'eau.

Pour éviter des dommages aux communautés marines, l'Agence pour la Protection de l'Environnement des Etats-Unis recommande de ne pas s'écarter d'une déviation maximum de 0,2 unités pH (KNUTSEN, 1981 in FRAIZIER *et al.*, 1985).

Situation à la Martinique

A la Martinique, les effets des rejets acides (Voir : [origine des rejets acides](#)) ne peuvent pas être estimés car si les rejets des distilleries font l'objet d'un contrôle ponctuel (une fois par an), il n'existe pour le moment aucun suivi du pH dans les eaux douces situées à l'aval des exploitations (com. pers. PANCRATE, 2004), aucun suivi dans les eaux littorales, et l'impact d'une modification brutale du pH sur les communautés aquatiques est encore très mal connu.

Effet des pollutions bactériennes

Les germes pathogènes, agents de maladies infectieuses, que l'on trouve dans les excréments humains et animaux peuvent contaminer l'Homme par consommation des espèces infectées ou par baignade (GABRIE *et al.*, 1995 ; BOUCHON, 1990). Rappelons que selon le PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement), on comptabilise chaque année, dans le monde, 2,5 millions de cas d'hépatites dues à la consommation de coquillages, dont 25 000 se soldent par un décès (Anonyme, 2000b). Le phénomène est donc loin d'être négligeable.

Chez les coraux, une étude récente a montré que certains pathogènes humains seraient impliqués dans le développement de la maladie de la « bande noire », maladie touchant plusieurs espèces de coraux (FOUKE *et al.*, 2001 in RICHARDSON, 2001). En effet, les auteurs ont mis en évidence au niveau des nécroses des réseaux complexes de cyanobactéries (groupe de bactéries photosynthétiques), qui joueraient un rôle important dans le développement de la maladie en permettant l'installation des bactéries pathogènes.

Situation à la Martinique

Le suivi de la qualité des eaux de baignade ne montre pas de signes de contamination bactériologique des eaux littorales (Voir : [origine des pollutions bactériennes](#)). Cependant, au vu du manque de structures d'assainissement et du dimensionnement insuffisant des structures existantes, on peut penser qu'il existe un risque important de contamination des eaux littorales par les eaux usées à la Martinique, et donc un risque de contamination bactériologique.

On peut penser que ce risque est particulièrement important au niveau de la baie de Fort de France et des pôles de pollution identifiés en 1994 (périphérie sud-est de Fort de France, zone industrielle du Lamentin et secteur des Trois Ilets). Cette pollution bactérienne des eaux de la baie pourrait affecter la santé des organismes marins, et notamment celle des coraux, vivant dans les secteurs contaminés.

Effet des hydrocarbures

Typologie des pollutions par les hydrocarbures

Selon KNAP (2001), il existe plusieurs scénarios de pollution des récifs coralliens par les molécules d'hydrocarbures :

- par recouvrement du récif à marée basse ou sous l'action des vagues ;
- par dépôt et relargage progressif des molécules. Dans des conditions de turbidité importante, les molécules d'hydrocarbures se fixent aux particules en suspension, ce qui facilite leur immersion et leur dépôt sur le fond. S'en suit un relargage progressif des molécules polluantes et une pollution chronique à long terme ;
- par dissolution des composants des hydrocarbures dans l'eau, avec risque de toxicité pour les êtres vivants.

Effets des hydrocarbures sur les coraux

L'impact sur les coraux constructeurs a fait l'objet de nombreuses études mais ils s'agit pour la plupart de travaux isolés et la généralisation de leurs résultats est difficile.

Toxicité à court terme

Les études menées à ce jour montrent un réel impact des hydrocarbures sur les coraux, cet impact variant selon certains paramètres : nature des hydrocarbures, type d'exposition, espèces exposées, etc.

Une exposition directe provoque la mort des coraux. Des études qui imposaient des expositions extrêmes aux colonies tests ont montré que les colonies mouraient très rapidement ou au bout d'une centaine de jours au maximum (BIRKELAND *et al.*, 1976 et HARRISON *et al.*, 1990 in CAMBERT, 2003). Les coraux montraient alors de graves dégradations tissulaires.

La sensibilité à court terme varie en fonction des espèces mais surtout en fonction des caractéristiques morphologiques de celles-ci. Les coraux branchus sont plus sensibles aux hydrocarbures que les coraux massifs (HUDSON *et al.*, 1982 et GUZMAN *et al.*, 1991 in CAMBERT, 2003) : en raison de leur forme, ils sont plus aptes à retenir l'engluement et sont de ce fait plus exposés au pouvoir toxique des molécules.

Même si un contact direct est plus dangereux, les concentrations atteintes dans la colonne d'eau lors du passage d'une nappe de pétrole en surface sont suffisamment élevées pour provoquer des perturbations chez certaines espèces de coraux voire leur mort. Une étude menée par Harrison *et al.* en 1990, considérée comme l'étude de référence pour évaluer les effets d'une marée noire en zone infralittorale, a montré qu'une espèce branchue, *Acropora formosa*, subissait une désintégration totale de ses tissus en 48 heures à un bas niveau d'exposition (HARRISON *et al.*, 1990 in CAMBERT, 2003).

Toxicité à long terme

De nombreuses études montrent qu'une pollution chronique provoque à long terme de graves dysfonctionnements au niveau des fonctions d'alimentation, de reproduction et de croissance (Cf. Tableau 22).

Par ailleurs, des observations de terrain sur le long terme tendent à montrer qu'une pollution chronique a un effet destructeur bien plus important qu'une pollution ponctuelle. Ainsi, une étude menée à Aruba (Caraïbes) sur un récif situé directement en aval d'une grande raffinerie a mis en évidence une diminution progressive du recouvrement corallien et du recrutement en juvéniles sur la période de 60 ans étudiée et sur un périmètre de 10 à 15 km autour de l'installation (KNAP, 2001).

Toxicité indirecte

Les hydrocarbures peuvent également affecter les coraux de manière indirecte, notamment en favorisant le développement de bactéries : plusieurs études, dont celles de Mitchell et Chet (1975 in CAMBERT, 2003) et Harrison *et al.* (1990 in CAMBERT, 2003) ont montré un lien entre la prolifération de populations bactériennes et le phénomène d'hypersécrétion de mucus chez des colonies coralliennes, ces développements bactériens pouvant entraîner une dégradation sévère des tissus coralliens voire la mort des colonies.

De plus, en freinant les échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère, les films monomoléculaires d'hydrocarbures présents à la surface de l'eau influent sur le processus de photosynthèse (GABRIE *et al.*, 1995).

La bioaccumulation

Lors d'une exposition prolongée, les hydrocarbures de nature lipophile vont s'accumuler dans les tissus coralliens, très riches en lipides (réserves énergétiques de la colonie) et dans les zooxanthelles endosymbiotiques (COHEN *et al.*, 1977 ; NEFF et ANDERSON, 1981 ; BURNS et KNAP, 1989 in

CAMBERT, 2003). Cette accumulation est partiellement réversible : une fois la pollution disparue, des mécanismes d'élimination entrent en jeu et diminuent significativement les stocks bioaccumulés dans les tissus (KENNEDY *et al.*, 1992, KNAP *et al.*, 1982 in CAMBERT, 2003). Par contre, une part des hydrocarbures est piégée définitivement par occlusion au sein du squelette calcaire de la colonie (COHEN *et al.*, 1977 ; PETERS *et al.*, 1981 et READMAN *et al.*, 1996 in CAMBERT, 2003).

Tableau 22 : Récapitulatif des effets des hydrocarbures sur les coraux recensés dans la littérature (Sources FUCIK *et al.*, 1984, in CAMBERT, 2003, modifié).

Disfonctionnements causés par les hydrocarbures	Références
modification du comportement	
défaut d'alimentation	Reimer (1975); Lewis (1971); Neff et Anderson (1981), Wyers <i>et al.</i> (1986)
défaut de rétractation des polypes	Cohen <i>et al.</i> (1977); Elgershuizen et de Kruijff (1976); Neff et Anderson (1981); Knap <i>et al.</i> (1983); Wyers <i>et al.</i> (1986)
défaut dans les mécanismes de nettoyage	Bak and Elgershuizen (1976)
modification de la sécrétion de mucus	Mitchell et Chet (1975); Peters <i>et al.</i> (1981); Wyers <i>et al.</i> (1986); Harrison <i>et al.</i> (1990)
variation du taux de calcification et de croissance	
	Birkelund <i>et al.</i> (1976); Neff et Anderson (1981); Dodge <i>et al.</i> (1984); Guzman <i>et al.</i> (1991, 1994); Gardiner et Word (1997)
diminution des capacités de reproduction	
problème de fertilité	Negri et Heyward (2000)
impacts sur les gonades	Rinkevich et Loya (1979b); Peters <i>et al.</i> (1981)
impacts sur le recrutement et le développement des larves	
ponte trop précoce des larves planula	Loya et Rinkevich (1979); Cohen <i>et al.</i> (1977)
mort des larves	Rinkevich et Loya (1977)
défaut de fixation des larves	Rinkevich et Loya (1977); Te (1991); Kushmaro <i>et al.</i> (1996); Epstein <i>et al.</i> (2000); Negri et Heyward (2000)
impacts histologiques	
dommages tissulaires	Peter <i>et al.</i> (1981)
atrophie musculaire	Peter <i>et al.</i> (1981)
expulsion des zooxanthelles	
	Birkelund <i>et al.</i> (1976); Neff et Anderson (1981); Peter <i>et al.</i> (1981)
impacts sur la photosynthèse	
diminution de la concentration en chl. a	Gardiner et Word (1997)
variation de la production primaire	Neff et Anderson (1981); Koop et Knap (1983); Rinkevich et Loya (1983)

Effets des hydrocarbures sur les poissons

Outre les mortalités directes par contact, les hydrocarbures induisent une baisse du potentiel reproducteur des poissons, en agissant sur le taux d'éclosion, le taux de survie des larves. Ils sont également responsables de malformations si les adultes ont été exposés durant la période de maturation des gonades (DIPPER, 2001).

Effets de l'utilisation des dispersants

Les dispersants facilitent la propagation des molécules et entraînent les molécules vers le fond (KNAP, 2001).

L'utilisation de ces produits a fait l'objet de nombreuses critiques. Au vu des études publiées à ce jour, leur utilisation est à proscrire en zone récifale, et à plus forte raison dans les zones calmes, au faible pouvoir de dilution. En revanche, leur utilisation est préconisée dans le cas où des mangroves sont menacées, ceci afin d'éviter une pollution chronique du littoral pendant des dizaines d'années (CAMBERT, 2003).

Situation à la Martinique

Bien que la présence d'hydrocarbures d'origine anthropique ait été mise en évidence dans les sédiments de la baie de fort de France (Voir : [origine des hydrocarbures](#)), leur impact actuel est difficile à estimer car l'étude en question est relativement ancienne et il n'existe pas de normes relatives à leur impact sur les organismes marins.

Des études complémentaires devraient être entreprises à ce sujet.

Effet des pesticides

Les pesticides sont *a priori* dangereux de part leur vocation même : ce sont des molécules synthétisées pour altérer des mécanismes indispensables au développement ou à la survie des organismes vivants (MONOD, 2004). La toxicité des pesticides repose sur leur affinité pour des cibles de nature biochimique (molécules chimiques constitutives des êtres vivants). Si pour certaines matières actives comme les insecticides organochlorés, les carbamates et les triazines, le mode d'action est bien connu, pour d'autres molécules comme le lindane, il reste largement méconnu (MONOD, 2004).

Les pesticides présentent également des propriétés de bioconcentration dans les organismes - variables selon le caractère plus ou moins lipophile des molécules - et de bioaccumulation le long de la chaîne alimentaire (GABRIE *et al.*, 1995 ; BOUCHON, 1990 ; MEHDAOUI *et al.*, 2000 ; Anonyme, 1997a).

La toxicité des pesticides est généralement considérée selon deux aspects : - la toxicité aiguë ou létale (exposition brève, au plus de quelques jours, entraînant la mort de l'organisme exposé) ; - et la toxicité sublétale ou chronique (exposition longue, voire continue, à des concentrations bien inférieures aux concentrations létales, altérant les performances de l'organisme exposé sans pour autant entraîner la mort).

Bien qu'utilisés *a priori* contre des « organismes cibles » particuliers (ex : insectes ravageurs des cultures, « mauvaises herbes »), les pesticides sont susceptibles d'exercer une activité toxique vis-à-vis d'autres organismes (« organismes non-cibles ») ; la sélectivité des pesticides est souvent très limitée de part la présence des cibles biochimiques visées chez la plupart des organismes vivants (MONOD, 2004). Ainsi, il ne faut donc pas penser qu'un herbicide ne pourra être toxique que pour les organismes végétaux et qu'un insecticide ne pourra infecter que les invertébrés (MONOD, 2004), nous verrons des exemples dans les paragraphes suivants.

Nous abordons tout d'abord les impacts des insecticides. Ces molécules appartiennent à trois grandes familles : les organochlorés, les organophosphorés et les carbamates, chacune d'elles possédant des caractères particuliers de dispersion, de comportement évolutif et de biotransformation (GIOVANNI, 2004).

Effets des organochlorés

Les organochlorés sont plus rémanents, plus lipophiles que les autres molécules, ils sont peu dégradés et bien stockés dans les sédiments (GIOVANNI, 2004). Leur toxicité - souvent fonction de leur structure chimique - agit sur le système nerveux. Ils ont pour cibles les insectes nuisibles. Cependant, leur toxicité sur d'autres organismes non-cibles (poissons, végétaux, ...) est aujourd'hui avérée (MONOD, 2004).

Ils sont connus pour être cancérigènes chez les animaux, peut-être chez l'Homme, et sont des perturbateurs endocriniens certifiés (Anonyme, 1997a).

Leur toxicité sur les organismes varie en fonction de nombreux paramètres : l'espèce, le stade de développement, les variations des réserves en graisses (variations liées au cycle ou au niveau de stress) (MONOD, 2004).

Le DDT et ses métabolites (DDE et DDD) sont fortement rémanents. Peu solubles dans l'eau, ils sont essentiellement véhiculés par les matières en suspension et leur caractère lipophile les rend fortement bioaccumulables dans les tissus lipidiques des organismes.

Le lindane et tous les isomères du HCH (Hexachlorocyclohexane), moins lipophiles que les premiers, présentent une capacité d'adsorption sur les MES plus faible et sont moins bioaccumulables (MEHDAOUI *et al.*, 2000). L'action du lindane, pourtant utilisé de longue date, est encore largement méconnue. Des études ont montré une toxicité sur des organismes non cibles tels que les petits invertébrés d'eau douce (ex : gammarets) (MITCHELL, 1993 in MONOD, 2004) et une très haute toxicité chez les poissons (MONOD, 2004). Une étude menée sur la bioconcentration des pesticides en Bretagne montre que le lindane -et l'atrazine- s'accumulent chez certaines espèces de macrophytes aquatiques et certaines espèces de poissons (anguilles, chevaines), notamment dans le foie et les gonades mâles et femelles (GIOVANNI, 2004).

Quant au chlordécone, ou « Mirex » (un de ses noms commerciaux), il présente également une très forte toxicité.

Effets des organophosphorés et des carbamates

Les organophosphorés sont assez stables et très solubles (GIOVANNI, 2004).

Les carbamates sont soit des insecticides, soit des fongicides, soit des herbicides. Ils sont très dégradables dans les sols et les eaux et ce seraient plus leurs métabolites qui seraient absorbés par les organismes aquatiques (ex : poissons) (GIOVANNI, 2004).

Ces deux familles ont en commun leur mode d'action neurotoxique, basé sur l'inhibition de l'acétylcholinestérase, élément essentiel à la transmission de l'influx nerveux. Chez la plupart des espèces animales, l'acétylcholinestérase (AChE) joue un rôle primordial dans la transmission de l'influx nerveux en hydrolysant l'acétylcholine (molécule permettant la transmission de l'influx nerveux). Les cholinestérases et plus particulièrement l'acétylcholinestérase sont les cibles directes de nombreux contaminants à effet neurotoxique. L'inhibition de l'acétylcholinestérase conduit à une accumulation d'acétylcholine dans la jonction neuronale (jonction entre deux neurones) ou neuromusculaire (jonction entre neurone et muscle), qui entraîne la paralysie et la mort de l'organisme contaminé (BOCQUENE, 2002).

L'effet des organophosphorés et des carbamates sur les organismes est immédiat, destructeur et quasiment indétectable dès le lendemain (BERTRAND, 2002 et BOCQUENE, 2002), ce qui rend leur détection dans la matière vivante difficile. Par ailleurs, les effets de l'association d'organophosphorés et de carbamates sont souvent de type synergique : l'effet neurotoxique de l'association des deux molécules est plus fort que la simple addition des effets de chaque molécule (BOCQUENE, 2002).

La spécificité du mode d'action des organophosphorés et des carbamates a permis d'envisager l'utilisation de leur cible biologique comme un marqueur des effets liés à l'exposition à ces molécules (BOCQUENE, 2002).

Effets des herbicides

Les herbicides sont dispersables dans tous les milieux, soit eux-même soit leurs dérivés (GIOVANNI, 2004).

La toxicité des herbicides repose sur des modes d'actions très divers. La toxicité des triazines comme l'atrazine, repose sur l'inhibition du transfert d'électrons impliqué dans le processus de photosynthèse (MONOD, 2004).

Si le bon fonctionnement du processus de photosynthèse est vital pour les « mauvaises herbes » (organismes-cibles), il l'est aussi pour le phytoplancton, les macroalgues et les macrophytes (organismes non-cibles) (GIOVANNI, 2004). Ces organismes sont donc également touchés, à des degrés divers. Les algues sont particulièrement sensibles aux herbicides (MONOD, 2004).

Par ailleurs, plusieurs études ont montré une bioaccumulation des molécules d'herbicides dans les tissus des macrophytes. Une étude menée en Bretagne sur plusieurs espèces de macrophytes d'eau douce (Hélophytes, Hydrophytes, Bryophytes) a montré que certaines espèces accumulaient l'atrazine - ainsi que le lindane - dans leur tissu, le coefficient de bioaccumulation des végétaux serait de l'ordre de 100 à 1000 (GIOVANNI, 2004). L'étude met également en relation la diminution du niveau de contamination des plantes entre juin et octobre avec la diminution des concentrations de xénobiotiques dans le milieu.

Par ailleurs, comme la toxicité des herbicides a été montrée pour les microalgues, il est légitime de penser que les herbicides agissent également sur les zooxanthelles symbiotiques des Coraux.

La toxicité des herbicides entraîne également un déséquilibre de l'écosystème touché du fait de la réduction des sous-populations sensibles et du développement de sous-populations moins touchées (GIOVANNI, 2004).

Leur solubilité assez élevée et leur faible lipophilité leur confèrent une faible capacité de bioconcentration et une toxicité faible sur la faune en général. Cette toxicité n'est toutefois pas négligeable, notamment chez les poissons : le dinoterbe, par exemple, est un herbicide extrêmement toxique pour les poissons (MONOD, 2004) et l'atrazine et le diuron pourraient provoquer des modifications comportementales chez certaines espèces (ex : le carassin) (SAGLIO *et al.*, 1996 et TRIJASSE, 1996 in MONOD, 2004).

Les herbicides peuvent également avoir un effet néfaste sur les organismes animaux en agissant de manière indirecte sur leurs ressources alimentaires ou leur habitat. Ainsi, une étude menée sur le recrutement en juvéniles de la perche soleil dans un étang contaminé par l'atrazine a montré que la forte diminution (d'un facteur 20) du recrutement observée était liée à la forte diminution (60 à 90 %) du peuplement macrophytique causé par l'herbicide (KETTLE *et al.*, 1987 in MONOD, 2004).

Effets des fongicides

Les fongicides agissent en détruisant les spores des champignons (organismes cibles). Toutefois, des effets secondaires ont été montrés chez l'Homme et l'animal pour certaines molécules.

Ce sont des molécules assez solubles qui se dispersent facilement dans le milieu aquatique et leur durée de vie allant jusqu'à un mois leur permet une rencontre assurée avec les invertébrés et les poissons (GIOVANNI, 2004). Ils sont peu bioaccumulables, mais leur impact a été montré chez le poisson, notamment chez les cyprinidés, chez lesquels ils entraînent l'inhibition de la sécrétion d'enzymes liées à la reproduction ou la mort des œufs (GIOVANNI, 2004). Une étude réalisée chez la truite a montré que l'enzyme responsable de la transformation des androgènes (hormones mâles) en oestrogènes (hormones femelles) est inhibée par certains fongicides, ce qui peut entraîner l'inhibition de la sécrétion des oestrogènes nécessaires à l'accomplissement du cycle reproducteur (MONOD *et al.*, 1993 in MONOD, 2004).

De plus, les fongicides sont responsables de troubles métaboliques à long terme, qui sont difficiles à mettre en relation avec l'exposition à ces molécules (GIOVANNI, 2004).

Enfin, les dérivés d'une molécule sont parfois identiques à la molécule mère d'un autre fongicide (benomyl, carbendazime), ce qui ne simplifie pas l'identification des molécules incriminées (GIOVANNI, 2004).

Les dithiocarbamates

Chez l'Homme, leur mode d'absorption à travers la peau, les muqueuses, par la respiration et la digestion, est généralement admis. Ils se concentrent surtout dans le foie, les reins et la glande thyroïde, mais leur métabolisme rapide évite une trop importante bioaccumulation (MONTI, 2001). Les dithiocarbamates présentent des effets mutagènes, affectent le bon fonctionnement de la glande thyroïde et interfèrent avec le fonctionnement des enzymes contenant du zinc ou du cuivre (MONTI, 2001).

Chez l'animal, une diminution de la fertilité et des effets neurotoxiques ont été observés. Chez le poisson, la toxicité aiguë est assez élevée pour certaines molécules et des effets embryotoxiques et tératogènes ont été fréquemment montrés chez les embryons (MONTI, 2001).

Situation à la Martinique

Toutes les grandes familles de pesticides, insecticides organochlorés, insecticides organophosphorés, carbamates, herbicides triazines et fongicides, ont été retrouvées soit dans les eaux soit dans les organismes marins de Martinique (Voir : [origine des pesticides](#)).

Compte tenu de la limite spatio-temporelle des dosages réalisés, les risques de sous-estimations des arrivées de pesticides dans le milieu marin sont importants.

De plus, même si il y a un manque évident de connaissances quant aux teneurs à risque pour les organismes vivants, il est légitime de penser que toutes ces molécules retrouvées constituent un risque potentiel pour les organismes marins et notamment pour les poissons, chez lesquels les impacts des insecticides, des herbicides et des fongicides ont été démontrés, pour les producteurs primaires (phytoplancton, algues, macrophytes) affectés par les herbicides et pour les coraux dont les zooxanthelles sont certainement affectés par ces mêmes molécules.

Des observations de terrain en Martinique viennent appuyer l'hypothèse de risque pour les poissons : en effet, des mortalités de poissons ont été observées après d'importantes pluies, les symptômes observés étant caractéristiques d'effets neurotoxiques des organophosphorés et des carbamates (hypersécrétions muqueuses, asphyxies, paralysies) (BOCQUENE, 2002).

En ce qui concerne plus particulièrement le chlordécone, qui a fait l'objet d'une étude spécifique, les doses retrouvées en Martinique dans les organismes marins sont acceptables (BOCQUENE, 2002) en terme de sécurité alimentaire, mais il est probable que la contamination du milieu marin par cette molécule soit sous-estimée. Par ailleurs, on ne connaît rien de son impact réel sur l'environnement.

Effet des détergents

Rappel

Les agents tensio-actifs synthétiques ont été introduits sur le marché afin de remplacer les savons (sels alcalins d'acides gras) d'efficacité réduite dans les eaux dures à cause de la formation de sels alcalino-ferreux insolubles. Sous le nom de détergents, on considère le plus souvent les agents de surface entrant dans la composition de diverses formulations utilisées pour des usages ménagers ou industriels.

Les molécules des principes actifs présentent une structure particulière en 2 parties distinctes, l'une hydrophobe, l'autre hydrophile, qui leur confère leur pouvoir de nettoyage. Les divers agents de surface se distinguent par la nature de leur groupement hydrophile et par leur dissociation électrolytique. On les classe en trois catégories (BREMOND et VUICHARD, 1973) :

- les détergents anioniques (sulfates, sulfonates, etc.) ;
- les détergents cationiques (composés substitués de l'ammonium, composés cycliques d'un ammonium quaternaire) ;
- les détergents non ioniques (esters d'acide gras du polyéthylène glycol, thers, etc.).

En plus des principes réellement actifs, les détergents renferment des composants annexes dont les rôles ne sont pas négligeables (adjuvants, renforçateurs, additifs, charges, enzymes) (BREMOND et VUICHARD, 1973).

L'ensemble de la consommation française se retrouve dans les eaux résiduaires. En pratique, les savons disparaissent sous forme de sels de calcium insolubles et il reste donc les agents de surface non ioniques et anioniques (BREMOND et VUICHARD, 1973).

Toxicité des détergents

Les surfactants anioniques contenus dans les détergents, sont reconnus toxiques pour la faune et la flore à partir de concentrations dans l'eau supérieures à 100 µg/l (GUERLACH, 1981 in FRAIZIER *et al.*, 1985).

Ils ont pour effet :

- de réduire les processus d'auto-épuration des eaux ;
- de favoriser l'eutrophisation, les produits biodégradables donnant naissance à des sels minéraux phosphatés ;
- enfin, ils pourraient affecter le comportement des poissons (GABRIE *et al.*, 1995).

Situation à la Martinique

Voir : origine des détergents

L'impact de ce facteur est difficilement appréciable en Martinique compte tenu de la difficulté de détecter spécifiquement les molécules provenant des rejets de détergents (ex : phosphates) et en l'absence de dosages en milieu marin.

Effet des éléments traces métalliques

Des tests effectués en laboratoire sur les ETM ont montré un impact sur les populations de poissons et de bivalves filtreurs sous certaines concentrations.

Leur impact sur les coraux serait relativement réduit (GABRIE *et al.*, 1995), du fait de leur élimination par hypersécrétion de mucus, qui permettrait de restreindre la concentration dans les tissus. Le mucus est ensuite évacué sous forme de boulettes. Cependant, ce mécanisme de défense utilise une part importante de l'énergie réservée à la croissance et à l'alimentation (BROWN et HOWARD, 1985). D'autre part, ce mécanisme pourrait faciliter le phénomène de bioaccumulation chez les poissons herbivores broutant à la surface des coraux et donc faciliter une transmission à l'Homme. Par contre, la fixation des ETM dans le squelette des coraux semble irréversible.

Le plomb

Le plomb est très rémanent dans le sol et sa solubilisation dépend fortement des conditions de pH et de température.

Chez l'Homme, quand il est ingéré, le plomb passe facilement dans l'organisme, par contre, son absorption transcutanée est réduite. Après quelques semaines, 90% du plomb conservé dans l'organisme est stocké dans les os ou dans les dents où il peut rester des dizaines d'années s'il n'est pas remobilisé (grossesse, lactation, vieillesse). Le plomb qui n'est pas stocké est éliminé par les urines ou les fécès (Anonyme, 2002a). Les effets du plomb dans l'organisme (avant son stockage) sont divers : il provoque le saturnisme, affecte le système nerveux, provoque des faiblesses articulaires et des anémies, des maladies rénales et altère la spermatogénèse (ATSDR in MONTI, 2001).

Chez l'animal, il se fixe au niveau des os et au niveau des coquilles chez les Mollusques, ce qui laisse supposer qu'il se fixe également dans le squelette calcaire des coraux. Le plomb retrouvé dans les coraux de la baie de Fort de France confirme cette hypothèse. Il provoquerait également des cancers.

Le mercure

Le mercure se présente sous trois formes dans l'environnement : le mercure métallique (non combiné à d'autres éléments), le mercure inorganique (sels de mercure) et le mercure organique (combiné avec du carbone) (Anonyme, 2002a). Dans cette dernière catégorie, le composé le plus fréquent dans l'environnement est le méthylmercure. Certains microorganismes (bactéries, champignons) peuvent changer la forme du mercure dans l'environnement, le principal composé généré étant le méthylmercure.

De part sa nature lipophile, le méthylmercure présente des propriétés de bioaccumulation élevées : ainsi, il peut être retrouvé dans la chair des poissons et des mammifères marins à des doses très supérieures à celles retrouvées dans le milieu (Anonyme, 2002a). Il présente également des propriétés de bioamplification (concentration en remontant la chaîne trophique) : les poissons prédateurs les plus gros et les plus âgés en contiennent parfois de fortes quantités (Anonyme, 2002a). On le retrouve également dans les crustacés et les mollusques.

Le cadmium

Dans l'environnement, le cadmium se rencontre sous différentes formes, toutes solides, présentant des degrés de solubilité divers. Le cadmium ne disparaît pas dans l'environnement mais peut changer de forme.

Chez l'Homme, il est absorbé par ingestion. La plupart du cadmium absorbé se fixe dans les reins et le foie, où il est stocké plusieurs années. Une très faible quantité est éliminée par les urines et les fécès. Il fragilise les os, provoque des maladies rénales et son effet carcinogène est généralement admis (Anonyme, 2002a).

Chez l'animal, les effets du cadmium sont encore peu connus. Des tests effectués sur les coraux montrent qu'il affecterait la fertilité des coraux, ses effets restant limités avant une concentration de 1000 µg/l (REICHELTL-BRUSHETT et HARISSON, 1999).

Le zinc

Le Zinc est un élément essentiel au bon fonctionnement de tout organisme vivant.

Chez l'Homme, l'absorption se fait par voie sublinguale, transcutanée ou digestive. Le zinc se stocke dans les os et dans tout le corps et quitte l'organisme par les urines et les fécès. Sa consommation chronique à haute dose provoque des anémies, des atteintes pancréatiques et la diminution du HDL-cholestérol (le « bon cholestérol »). On suppose qu'il réduit également la fertilité et le poids moyen des naissances (Anonyme, 2002c).

Les poissons sont relativement résistants au zinc, contrairement aux mollusques et aux crustacés, plus sensibles. Chez les coraux, le zinc entraînerait une baisse de la fécondité et des malformations chez les juvéniles, ses effets seraient limités avant une concentration de 1000 µg/l (REICHELTL-BRUSHETT et HARISSON, 1999).

Le taux moyen de zinc dans les océans est de 5 µg/l, et l'Australian Water Quality Guideline recommande de ne pas dépasser la valeur-seuil de 50 µg/l en milieu naturel (REICHELTL-BRUSHETT et HARISSON, 1999).

Situation à la Martinique

Voir : [origine des métaux lourds](#)

Les études menées dans la baie de Fort de France ont montré des concentrations importantes d'ETM (plomb, zinc, cadmium) dans certains organismes marins (huîtres de palétuviers, coraux) ainsi que dans les sédiments de la baie. Toutefois, il convient de rester prudent quant à ces résultats, ces études étant relativement anciennes (à l'exception de l'étude menée à l'étang des Salines, aucune étude récente n'est disponible).

Si les effets des éléments traces ont été bien étudiés chez l'Homme pour des raisons de santé publique, leurs effets sur les animaux et les organismes marins sont encore bien mal connus. Malgré ces lacunes, et au vu des effets observés chez l'Homme et chez quelques organismes animaux, on peut craindre que les éléments traces détectés affectent les organismes marins des sites contaminés dans leurs fonctions physiologiques et leur potentiel de reproduction. Le cadmium, par exemple, détecté à des concentrations très importantes chez les coraux, pourrait avoir un impact sur les espèces coralliennes en diminuant leur fertilité.

Effet de l'exploitation des herbivores

LITTLER (1984) considère que deux phénomènes influent sur la dominance relative des coraux par rapport aux algues : le taux de nutriments, dont l'azote semble le plus limitant, et la pression herbivore. En effet, les herbivores (oursins, poissons chirurgiens, poissons perroquets/carpes...) sont des régulateurs essentiels du récif. Ils empêchent la prolifération algale en se nourrissant des jeunes pousses algales, empêchant de ce fait leur croissance. WILLIAMS (2001) estime d'ailleurs que même dans un environnement riche en nutriments, une pression herbivore suffisante peut maintenir la biomasse des algues à un niveau bas.

Deux phénomènes principaux influencent la biomasse des herbivores : les quantités pêchées, et la complexité structurale du récif qui détermine le nombre et la diversité des habitats offerts (SZMANT, 1997). La complexité structurale est dépendante des facteurs naturels qui ont construit le récif, mais aussi de toutes les dégradations auxquelles est soumis le récif. La pêche intensive des espèces herbivores contribue à la prolifération des macroalgues (LITTLER *et al.*, 1992). HODGSON (1999) estime qu'à l'échelle mondiale la sur-pêche des espèces herbivores sur les récifs représente une menace plus importante que la pollution.

Situation à la Martinique

Voir : [l'exploitation des herbivores](#)

A la Martinique, une diminution des quantités de poissons pêchés a été constatée. Par contre, il semble que les captures d'herbivores soit en hausse. Ce phénomène pourrait s'expliquer par l'augmentation relative de la biomasse des herbivores, constaté sur le littoral martiniquais, qui serait liée à la prolifération des algues observée et plus particulièrement à la prolifération des algues vertes.

Impacts des destructions mécaniques

Effets directs

Les destructions mécaniques sont susceptibles d'atteindre tous les organismes benthiques du récif (coraux, gorgones, éponges, etc.)

Chez les coraux, l'impact des cassures est souvent irréversible. D'une part, la croissance des coraux est très lente. Dans la Caraïbe, elle est de l'ordre de 4 à 20 cm/an pour les espèces branchues et de 0,2 à 0,5 cm/an pour les espèces massives. La rapidité d'une destruction mécanique peut difficilement être compensée par la repousse du corail. D'autre part, les cassures provoquent l'apparition de nécroses (parties mortes), rapidement colonisées par les algues en milieu enrichi en éléments nutritifs, et par les bactéries.

Effets indirects

Les dégradations mécaniques peuvent également altérer les conditions sédimentologiques et hydrologiques du lieu (PORCHER, 1995). Les modifications morphologiques du fond peuvent entraîner la formation de zones pièges, stagnantes ou eutrophes, dans les excavations et modifier le fonctionnement des écosystèmes (BOUCHON, 1990 et PORCHER, 2000).

Elles provoquent également la disparition d'habitats au sein du récif et donc une déstabilisation de l'équilibre récifal, notamment en abaissant la biomasse de certains compartiments (ROGERS, 1985).

Situation à la Martinique

Voir : [origine des destructions mécaniques](#)

A la Martinique, aucune étude n'a pour le moment été menée sur l'importance des dégradations mécaniques subies par les récifs coralliens. Cependant, l'île est une destination de choix pour la navigation de plaisance et la plongée sous-marine. On peut donc craindre une dégradation importante des fonds coralliens par cassures (ancres des bateaux, plongeurs), sur les sites les plus fréquentés.



Impacts sur les écosystèmes coralliens : conclusion

Les facteurs de dégradation identifiés dans la première partie du rapport sont tous susceptibles d'affecter les écosystèmes coralliens martiniquais. Parmi ces facteurs, l'hypersédimentation et l'enrichissement en nutriments sont les facteurs dont les effets sont les plus étudiés de par le monde - donc les plus connus -, et les plus visibles à la Martinique.

L'hypersédimentation et l'excès de nutriments provoquent tous deux des modifications profondes des écosystèmes coralliens. A la Martinique, l'hypersédimentation, surtout localisée au niveau des baies, se manifeste notamment par la disparition des bancs coralliens et par la remontée des espèces de fond et pourrait affecter le développement des coraux constructeurs des récifs (diminution du recrutement) et des algues calcaires (diminution de la photosynthèse et de la biomasse). Quant à l'enrichissement en nutriments (eutrophisation) des eaux littorales, elle provoque notamment le développement des macroalgues (sargasses et algues vertes), principaux compétiteurs des coraux pour l'espace et la lumière.

Il est plus difficile d'estimer l'impact des autres polluants : Phosphore, matière organique, détergents, pesticides, éléments traces, hydrocarbures, etc., en l'absence de dosages en milieu marin. L'impact des dégradations mécaniques (aménagement et constructions en zone littorale, cassures) comme celui de l'exploitation du milieu (pêche, tourisme) est également difficile à évaluer en l'absence d'études spécifiques à ces types de dégradation à la Martinique.



Impacts sur les écosystèmes associés

Cette partie apporte un complément d'informations concernant les effets des agressions sur les mangroves et les herbiers de phanérogames de Martinique, écosystèmes indispensables au fonctionnement des récifs coralliens. Avant d'aborder les impacts, quelques généralités seront données en rappel sur les caractéristiques de ces écosystèmes à la Martinique.

Impacts sur les mangroves

Les mangroves martiniquaises

A la Martinique, les mangroves couvrent environ 1 800 ha, soit 6 % des zones boisées et 1,5 % de la surface de l'île (Anonyme, 1998a). La majorité des mangroves se situe dans la partie sud de l'île. Sur la façade atlantique, elles sont très discontinues du fait de la topographie des zones côtières. On distingue deux ensembles : - l'ensemble atlantique, couvrant environ 650 ha, est constitué de mangroves réparties en multiples petits massifs localisés dans divers baies et culs-de-sac de la côte atlantique et sud ; - l'ensemble caraïbe, d'une superficie de 1100 ha environ, présente en particulier un ensemble homogène dans le fond de la baie de Fort de France (Génipa) et dans la baie du Marin (Anonyme, 1998a).

Les limites de la mangrove sont souvent constituées en avant par les prairies sous-marines de phanérogames marines (Voir : [Impacts sur les Herbiers](#)) et en arrière-mangrove par des forêts à caractère xérophile (adapté aux climats secs) marqué (Anonyme, 1998a).

La mangrove est un écosystème qui remplit des fonctions très importantes. Elle constitue l'habitat de nombreuses espèces animales aériennes, terrestres et marines (oiseaux, mammifères, insectes, mollusques, crustacés, poissons, etc.), celles-ci accomplissant partiellement ou totalement leur cycle de vie dans la mangrove. Elle représente un lieu de refuge, de nutrition, de reproduction et de nurserie pour de nombreuses espèces marines. Enfin, elle a un rôle important de filtration de l'eau : en retenant les matières en suspension provenant des bassins versants, elle protège les biotopes marins des effets de l'hypersédimentation (Anonyme, 1998a). Elle protège ainsi efficacement herbiers et récifs coralliens.

A la Martinique, les menaces pesant sur les mangroves sont essentiellement de nature anthropique. Les mangroves, considérées comme les derniers espaces libres, sont bien souvent sacrifiées pour des raisons de développement socio-économique. Les pressions des activités traditionnelles ou artisanales ont diminué et laissé la place aux pressions des activités industrielles et tertiaires, qui constituent aujourd'hui la principale cause des dégradations observées dans le milieu (Anonyme, 1998a). Les pollutions diverses affectent également les mangroves.

La destruction des espaces de mangrove

A la Martinique, des surfaces importantes de mangroves ont été détruites pour permettre l'installation d'aménagements lourds ou de grandes infrastructures (ex : Port de Fort de France, Aéroport du Lamentin, autoroute – RN5, zones industrielles et commerciales, etc.). Entre 1951 et 1998, 15% des surfaces des mangroves ont disparu dans la baie de Fort de France (Anonyme, 1998a).

Mais plus que l'importance des surfaces détruites, c'est la disparition quasi-systématique des zones d'arrière-mangrove qui est à déplorée. En effet, l'efficacité fonctionnelle de la mangrove dépend plus de son équilibre écologique (intégrité de l'écosystème, équilibre hydrodynamique) que de la surface qu'elle recouvre. Aujourd'hui, la plupart des mangroves de Martinique souffre d'un déséquilibre écologique qui ne leur permet plus de jouer leur rôle correctement (com. pers. PIBOT).

Conséquences sur les autres écosystèmes marins

Les mangroves n'assurent plus leur fonction de filtre et de zone de décantation pour les sédiments transportés par les eaux de ruissellement (BOUCHON, 1990), entraînant un afflux de sédiments sur les herbiers et les récifs coralliens, très sensibles à ce type de perturbation (OGDEN, 1983).

Impacts des pollutions

Effets des nutriments

Voir : les [activités agricoles](#) ; les [activités industrielles](#) ; les [distilleries](#) ; les [activités domestiques](#) ; dégradation de la [matière organique](#)

La productivité des mangroves est conditionnée par l'arrivée de nutriments des bassins versants, ce qui explique que l'on trouve les mangroves dans les bassins et plaines d'inondation, estuaires, lagons et autres zones protégées alimentées régulièrement en nutriments. Ainsi, une augmentation des nutriments favorise la productivité et le développement des mangroves (STODDART *et al.*, 1978 in UDY *et al.*, 1999).

Effets des herbicides

Voir : [origine des pesticides](#)

Aucune étude n'a été trouvée dans la littérature concernant l'impact des herbicides sur les mangroves. Toutefois, des études ont montré que les herbicides peuvent agir sur des macrophytes non-cibles (Voir : [Effet des herbicides sur les macrophytes aquatiques](#)), donc il est légitime de penser qu'ils puissent agir sur les palétuviers, ainsi que sur les autres végétaux aquatiques appartenant à l'écosystème (phytoplancton, algues...) (BOUCHON, 1990 et MONOD, com. pers.).

Effet des hydrocarbures

Voir : [origine des hydrocarbures](#)

Les mangroves montrent une très grande sensibilité aux hydrocarbures. L'effet d'une marée noire sur ces milieux est d'autant plus grave que les caractéristiques morphologiques des palétuviers rendent très difficiles les nettoyages manuels ou naturels (CAMBERT, 2003).

Un déversement d'hydrocarbures aura les conséquences suivantes à court terme :

- l'engluement des racines aériennes des palétuviers et la mort des arbres (les racines engluées vont se décolorer et les palétuviers meurent plus ou moins rapidement) ;
- la disparitions d'habitats provoquant la disparition de la faune et de la flore associées (crabes, vers et mollusques...) (les arbres touchés pourrissent et entraînent la disparition des habitats pour les animaux vivants dans les branches ou la canopée) ;

- la pénétration des hydrocarbures dans le sédiment (jusqu'à 20-30cm de profondeur, selon la proportion en éléments légers) entraînant la contamination à long terme des sédiments (CAMBERT, 2003).

A moyen terme, les relargages chroniques inhibent la recolonisation des aires les plus touchées et provoqueraient des mutations génétiques chez les palétoyeurs qui ont survécu (CAMBERT, 2003).

Enfin, à long terme, la perte de grandes surfaces de mangrove favorise la remobilisation et l'exportation de grandes quantités de sédiments, pollués ou non, vers les écosystèmes connexes, dont les récifs coralliens et les herbiers qui sont très sensibles à une hausse brutale de la turbidité (CAMBERT, 2003).

Impacts sur les herbiers de phanérogames

Les herbiers martiniquais

Six espèces de phanérogames marines ont été recensées en Martinique, mais les herbiers sont essentiellement constitués par deux espèces : *Thalassia testudinum* et *Syringodium filiforme*. Sur la côte sud, entre les Anses d'Arlet et la baie du Robert, ils couvrent 3900 ha (CHAUVAUD, 1997). Dans la baie de Fort de France, ils couvrent environ 240 ha (MANIERE *et al.*, 1993 in BOUCHON et BOUCHON-NAVARO, 1998).

Les herbiers de phanérogames jouent un rôle important au niveau de la dynamique des sédiments côtiers. Les feuilles piègent les particules sédimentaires et le réseau souterrain de racines et de rhizomes fixe les sédiments en constituant des mattes compactes (BOUCHON *et al.*, 1991b). Ainsi, tout comme les mangroves, les herbiers contribuent à protéger les fonds coralliens de l'hypersédimentation.

De plus, ils servent de zone de frai et de nurserie pour de nombreuses espèces marines, dont certaines espèces récifales, les juvéniles trouvant refuge dans les feuilles des végétaux et se nourrissant des épiphytes (BOUCHON, 1990).

Enfin, les phanérogames marines constituent un substrat pour d'autres plantes vivant en épiphytes sur ces dernières.

Impacts de l'hypersédimentation

Voir : [origine des matières en suspension \(MES\)](#), les [aménagement et constructions en zone littorale](#), les [carrières](#), les [distilleries](#), et les [eaux usées domestiques](#).

L'hypersédimentation agit à deux niveaux :

- en diminuant la photosynthèse : l'énergie lumineuse est le principal facteur limitant la photosynthèse. Ainsi, la disponibilité de la lumière, comme la bathymétrie, limite la croissance des herbiers (WETZEL et PENHALE, 1983 ; DENNISON et ALBERTE, 1986 in CHAUVAUD, 1997) et leur productivité (Den HARTOG, 1970 ; MOORE, 1983 in CHAUVAUD, 1997) ;

- en provoquant un exhaussement du sol. Cependant, les espèces de phanérogames, notamment *Thalassia testudinum* (CHAUVAUD, 1997), possèdent la capacité de compenser les variations du niveau du sol et ne sont donc pas ensevelies (BOUCHON, com. pers.).

Chez *Thalassia testudinum*, par exemple, à court terme, c'est la longueur de la partie endogée des feuilles qui varie de manière à maintenir la zone méristématique au niveau de l'interface eau-sédiment. Cette adaptation à la sédimentation, ou à l'érosion, permet à *Thalassia testudinum* de survivre à des événements tels que les cyclones (MARBA *et al.*, 1994 in CHAUVAUD, 1997).

A moyen terme, en réponse à l'augmentation du taux de sédimentation, de nouveaux rhizomes se forment à partir des branches latérales érigées. La partie apicale des rhizomes horizontaux croît en

gardant une position constante par rapport à la surface, ce qui permet à l'espèce de se propager dans toutes les directions en épousant la forme des dépressions et des élévations de terrain (CHAUVAUD, 1997). Cette espèce peut également faire varier la distance internodale au niveau de l'extrémité des rhizomes porteurs de feuilles (verticaux) ; grâce à ce mécanisme, un faisceau de feuilles peut compenser individuellement des variations du niveau du sol (MARBA *et al.*, 1994 in CHAUVAUD, 1997).

Impacts des pollutions

Thalassia testudinum est considérée comme une espèce sensible aux pollutions, ce qui explique en partie la raréfaction des herbiers (Den HARTOG, 1970 in CHAUVAUD, 1997).

Enrichissement en nutriments

Voir : les [activités agricoles](#) ; les [activités industrielles](#) ; les [distilleries](#) ; les [activités domestiques](#) ; dégradation de la [matière organique](#)

Comme pour les mangroves, l'apport de nutriments augmente la production et favorise le développement des herbiers. Une étude australienne, réalisée sur les mangroves de Green Island (Grande Barrière de Corail), a montré clairement un lien entre l'apport de nutriments et l'augmentation de la distribution et de la biomasse de l'herbier étudié (UDY *et al.*, 1999).

Par contre, d'autres études ont montré qu'un enrichissement trop important en éléments nutritifs peut nuire à cet écosystème, ceci d'une manière indirecte :

- en provoquant des blooms phytoplanctoniques responsables d'une diminution de la pénétration de la lumière (CHIFFINGS and McCOMB, 1981, LUKATELICH and McCOMB, 1986 in WALTER and McCOMB, 1992) ;

- en favorisant le développement d'algues épiphytes macroscopiques et microscopiques à la surface des feuilles des végétaux, réduisant la photosynthèse des phanérogames (WALTER and McCOMB, 1988, LARKUM and WEST, 1990 in WALTER and McCOMB, 1992) ainsi que la diffusion des gaz et des nutriments (BOROWITZKA and LETHBRIDGE, 1989 in WALTER and McCOMB, 1992).

Les nutriments sont donc favorables ou défavorables à l'herbier selon l'importance des apports mis en jeu, ce qui montre bien que ce milieu est en équilibre délicat.

Herbicides

Voir : [origine des pesticides](#)

Les phanérogames des herbiers sont des macrophytes aquatiques, et à ce titre, ils font partie des organismes non-cibles sur lesquels pourrait s'exercer la toxicité non sélective des herbicides (BOUCHON, 1990). Voir : [Effet des herbicides sur les macrophytes aquatiques](#)

Une étude australienne relative à l'impact des pesticides sur les herbiers de la région du Queensland (Grande Barrière de Corail) vient appuyer cette hypothèse ; les auteurs ont montré que l'atrazine et le diuron entraînait une perte de feuilles et une réduction de la photosynthèse chez une phanérogame marine, *Halophila ovalis* (la principale ressource alimentaire du dugong) (RALPH, 2000 in WILLIAM, 2001).

Hydrocarbures

Voir : [origine des hydrocarbures](#)

Les herbiers ont fait l'objet de très peu d'études traitant de ce sujet, néanmoins, il semble que les feuilles des phanérogames accumulent certains hydrocarbures. Cette pression de pollution affaiblit les plantes et favorise le développement d'infections diverses (bactéries, champignons) responsables de très fortes mortalités (CAMBERT, 2003).

Impacts des dégradations mécaniques

Voir : [Les aménagements et constructions en zone littorale](#) et [les activités nautiques](#)

Les herbiers de phanérogames comme les fonds coralliens sont dégradés par les constructions en zone littorale et par les ancrages et chaînes de bateaux.

Observations à la Martinique

Hormis les zones protégées des platiers proches des mangroves où ils sont denses et constitués quasi-exclusivement de *Thalassia testudinum*, les herbiers sont majoritairement clairsemés, mixtes et colonisés par des macroalgues. On recense de nombreuses observations d'herbiers envahis par les algues vertes et brunes, ce phénomène étant directement imputable à un excès de nutriments.

On constate également une réduction nette de la surface des herbiers due au ratissage mécanique des ancrages et des chaînes de bateaux.



Impacts sur les écosystèmes associés : conclusion

Les facteurs de dégradation principaux des mangroves et herbiers de phanérogames sont :

- les pollutions : enrichissement en nutriments, pesticides, hydrocarbures ;
- l'hypersédimentation ;
- et les destructions mécaniques : déforestation de la mangrove, ratissage des herbiers.

D'une manière indirecte, les dégradations que subissent herbiers et mangroves ont de graves conséquences sur les récifs coralliens. La remise en suspension des sédiments provoque une hausse de la turbidité de l'eau défavorable à la croissance corallienne. Par ailleurs, ces milieux représentant des lieux de refuge, de nutrition, de reproduction et de nurserie pour de nombreuses espèces marines (poissons, crustacés, tortues...), leur altération peut provoquer un déséquilibre de l'écosystème corallien (ROGERS, 1985).

2.



Evaluation des effets sur les écosystèmes coralliens et associés : conclusion

Les écosystèmes récifaux de la Martinique, récifs coralliens, herbiers de phanérogames et mangroves, sont menacés par de nombreux facteurs de dégradation, dont la plupart ont une origine terrestre.

Deux facteurs de dégradation, communs aux trois écosystèmes se dégagent : l'hypersédimentation et l'enrichissement en nutriments. L'hypersédimentation agit de trois manières principales : en étouffant les organismes, en réduisant les processus de photosynthèse et en favorisant la fixation des polluants et des bactéries. L'enrichissement en nutriments provoque une eutrophisation du milieu qui se manifeste notamment par un développement des algues et un déséquilibre des communautés récifales.

Il ne faut cependant pas négliger l'impact potentiel des autres facteurs de dégradation dont les effets sont moins visibles et/ou moins connus : autres types de pollution chimique (pesticides, métaux lourds, hydrocarbures...), pollutions bactériennes, dégradations mécaniques (destructions mécaniques des fonds marins, déforestation des mangroves), exploitation des milieux (pêche et tourisme).

conclusion générale

Il était important de faire le point sur ce qui est aujourd'hui connu de l'impact des différentes sources de dégradation du milieu marin côtier sur les écosystèmes récifaux de la Martinique. Le tableau suivant présente un récapitulatif de toutes les pressions identifiées et les perspectives d'évolution à envisager (Cf. Tableau 23). Parmi ces pressions, on peut incriminer deux facteurs principaux en raison de leurs effets directs visibles : l'enrichissement en nitrates des eaux côtières (eutrophisation) et l'apport excessif de matières en suspension (hypersédimentation).

Si les sources de dégradation sont aujourd'hui bien connues, cette étude s'est confrontée aux problèmes suivants :

- les sources de dégradation sont nombreuses et il est difficile d'estimer leurs effets respectifs dans la mesure où ceux-ci se combinent ;
- les données sur le milieu marin martiniquais manquent cruellement : le suivi RNO sur la qualité des eaux littorales n'est pas encore opérationnel, les données disponibles se limitent donc à quelques résultats provenant d'études ponctuelles. Par ailleurs, le suivi de la qualité des eaux douces ne permet pas d'avoir une image représentative des flux de contaminants arrivant au milieu marin ;
- le manque de centralisation et de synthèse des données disponibles à la Martinique ;
- l'absence de normes de toxicité spécifique aux organismes marins tropicaux (les tests réalisés en laboratoire sont généralement réalisés sur des organismes de milieu tempéré), ce qui oblige à la prudence des diagnostics ;

Dans un avenir proche, le RNO devrait venir combler en partie le manque de données sur le milieu marin martiniquais, en dosant certains paramètres hydrobiologiques des eaux littorales (salinité, MES, Nitrates, Nitrites, Ammonium, Phosphates). En plus de ces paramètres, il apparaît aujourd'hui primordial de réaliser des dosages réguliers des éléments dont les effets sont moins décelables et/ou moins connus : pesticides, éléments traces, hydrocarbures, bactéries, etc., et qui, contrairement aux précédents, sont directement dangereux pour la santé humaine.

Tableau 23 : Synthèse des pressions s'exerçant sur les écosystèmes littoraux martiniquais et perspectives d'évolution.

Activité	Type d'agression	Matière concernée ou action	Perspectives d'évolution
Cultures de la banane, de la canne, de l'ananas, maraîchage	Pollution par ruissellement (érosion des sols et ravines)	- Nutriments N et P des engrais	- Evolution lente vers rotation et jachères
		- Pesticides organochlorés à rémanence longue - Pesticides organophosphorés à toxicité immédiate - Pesticides carbamates à toxicité immédiate	- Evolution lente vers rotation et jachères - Molécules à spectre moins large et moins toxiques, mais uniquement sur les grandes cultures (canne, banane) - agriculture raisonnée
		- MES	- Couverture forestière et racinaire (mangrove)
Elevages de porc et de volaille	Pollution par ruissellement (érosion des sols et ravines)	- Azote - Phosphore - MES	- Epandage concerté avec les cultivateurs de canne et banane
- Raffinerie SARA - Aéroport du Lamentin - Port de Commerce - Trafic automobile	- Pollution par rejet direct en mer ou en ravine - Dissolution dans l'eau ou les sols	- Hydrocarbures	- Contrôles au niveau des concentrations et traitement des rejets - Taxes - Transport en communs
- Piles, batteries et accumulateurs - Carburants - Métallurgie - Peintures - Anti-fooling	- Pollution par rejet direct en mer ou en ravine - Dissolution dans l'eau ou les sols - Accumulation le long des chaînes alimentaires	- Eléments traces : Mercure, Plomb, Cadmium, Zinc,...	- Utilisation de matériaux de substitution - Recyclage des ETM

Distilleries et sucrerie	- Pollution par rejet direct en mer ou en ravine	- MO, N, P - MES - Rejets acides - Rejets d'eau chaude	- Mise aux normes de toutes les distilleries de l'île
Domestiques	- Pollution par rejet direct en mer ou en ravine - Dissolution dans l'eau ou les sols - Accumulation de macrodéchets	- Détergents - MO - Bactéries fécales	- Raccordement des habitations aux stations - Entretien, contrôle et mise aux normes des stations existantes - Construction de nouvelles stations d'épuration
	- Lixiviats des décharges - Obstruction par les macrodéchets	- MO - N - MES - Macrodéchets	- compostage et tri
Urbanisation et agriculture	- Déforestation de la mangrove favorisant l'érosion	- MES	- Reboisement
Extraction de minerai des carrières	- Pollution par rejet direct en mer ou en ravine - Erosion	- MES	- Mise aux normes (filtres)
Urbanisation et aménagements littoraux	- Destructures mécaniques - Modification des transferts de sédiments - Erosion	- MES - Destructures	- Aménagements raisonnés - Rétablissement des conditions d'origine après aménagements
Pêche	- Prélèvement	- Déséquilibre de la vie récifale	- Favoriser le redéploiement vers les DCP - Respect des réglementations de tailles - Suivi des captures
Tourisme	- Prélèvement - Destructures mécaniques - Modification transit sédimentaire et érosion - Activités domestiques localisées	- Déséquilibre - Destruction - MES	- Tourisme durable - Informations

Bibliographie

Anonyme, 1991.- *Production de la pêche artisanale en Martinique*.- Fort de France : Comité des Pêches Maritimes, 16 p.

Anonyme, 1992.- *Production de la pêche artisanale en Martinique*.- Fort de France : Comité des Pêches Maritimes, 25 p.

Anonyme, 1993.- *Production de la pêche artisanale en Martinique*.- Fort de France : Comité des Pêches Maritimes, 18 p.

Anonyme, 1994.- *Etude de la qualité du milieu marin littoral en Martinique (Baie de Fort de France)*.- Le Robert : IFREMER, 94 p.

Anonyme, 1996a. *Assainissement des eaux usées – raccordement des eaux usées du bourg sur la station d'épuration de Gros-Raisin – Notice d'impact de l'émissaire en mer*.- Fort de France : Impact-Mer, 57 p.

Anonyme, 1996b.- *Rapport annuel 1996 de l'ONF (en ligne)*.- Internet<URL : <http://cgste.mq/environnement/ONF/Onf.htm>>.- [07/03/2002].

Anonyme, 1997a.- *Bilan des ventes de pesticides au Québec en 1997. Les organochlorés (en ligne)*.- Internet<URL : <http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/pesticid/bilan97/organochlores.htm>>.- [01/03/2002].

Anonyme, 1997b.- *Qualité bactériologique et circulation des masses d'eau en Martinique*.- Fort de France : SIEE, 150 p.

Anonyme, 1997c. *Inventaire des principales pollutions d'origine industrielle et évaluation des charges polluantes à la Martinique*.- Fort de France : Eauzone, 55 p.

Anonyme, 1998a.- *La Mangrove de la Martinique*.- Fort de France : Carbet des sciences, Parc Naturel Régional de la Martinique, 27 p.

Anonyme, 1998b.- *Synthèse de la qualité des eaux et des milieux aquatiques de la Martinique*.- Fort de France : SIEE, 59 p.

Anonyme, 1999.- *S.D.A.G.E. de la Martinique*.- Fort de France : Comité de Bassin de la Martinique, 48 p.

Anonyme, 2000a.- *Etudes préalables à la mise en place du R.N.O. aux Antilles – Etude bibliographique - Devenir des nutriments en milieu marin tropical*.- Fort de France : Impact-Mer, 30 p.

Anonyme, 2000b.- *Global programm of action for the protection of the marine environment from land based activities*.- PNUE.

Anonyme, 2000c.- *La qualité des cours d'eau en Martinique : Bilan qualitatif et quantitatif. Campagne 1999*.- Dépliant d'information.- Fort de France : DIREN Martinique, 6 p.

Anonyme, 2000d.- *Monographie des pêches maritimes et des cultures marines à la Martinique (années 1998 et 1999)*.- Fort de France : Direction Régionale et Départementale des Affaires Maritimes de la Martinique, 61 p.

Anonyme, 2000e.- *Bilan 2000 du tourisme à la Martinique*.- Schoelcher : ARDTM, 68 p.

Anonyme, 2001a. Comité National de Sécurité Sanitaire.- *Séance du 15 octobre 2001*.- Document non publié.- Comité National de Sécurité Sanitaire, 54 p.

Anonyme, 2001b.- *L'inspection des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement en Martinique - Résultats 2000-2001*.- Fort de France : Direction régionale de l'industrie de la recherche et de l'environnement, 44 p.

Anonyme, 2001c.- *Pesticides et alimentation en eau potable en Martinique. Etat des lieux et position sanitaire en octobre 2001*.- Fort de France : DSDS, 11 p.

Anonyme, 2002a. ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.- Cadmium, Mercure, Plomb (En ligne).- Internet<URL : <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts5.html>>.- [25/04/02].

Anonyme, 2002b. ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.- *Mirex and Chloredecone* (En ligne).- Internet<URL : <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts66.html>>.- [23/04/02].

Anonyme, 2002c. ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.- Zinc (En ligne).- Internet<URL : <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts60.html>>.- [25/04/02].

Anonyme, 2002d.- *Compte rendus du réseau de suivi des pesticides 1999-2001*.- Document interne.- Fort de France : DIREN Martinique, 20 p.

Anonyme, 2002e.- *Mémento agricole 2002 (Résultats 2001)*.- Dépliant d'information.- Fort de France : AGRESTE Martinique.

Anonyme, 2002f.- *Produits phytosanitaires en Martinique. Impacts sur l'environnement et la sécurité alimentaire*.- Fort de France : GREPHY, 7 p.

Anonyme, 2002g.- *Recensement agricole 2000*.- In Agreste Martinique, No. 2.- Fort de France : AGRESTE Martinique, 34 p.

Anonyme, 2002h.- *S.D.A.G.E. de la Martinique, volume II, Etat des lieux, diagnostic*.- Fort de France : Comité de Bassin de la Martinique, 76p.

Anonyme, 2003a.- *L'inspection des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement en Martinique - Résultats de septembre 2001 à septembre 2003*.- Fort de France : Direction régionale de l'industrie de la recherche et de l'environnement, 51 p.

Anonyme, 2003b.- *Phytosanitairement Vôtre*.- Journal d'information de la DAF/SPV, No. 1.- Fort de France : Service de Protection des Végétaux, 4 p.

Anonyme, 2003c.- *Pour une gestion durable de l'eau et des milieux aquatiques de la Martinique* (ouvrage de synthèse du SDAGE Martinique).- Fort de France : Bureau du Comité de Bassin, 47 p.

Anonyme, 2004.- *La gestion des déchets*.- Fiche de réflexion, document interne.- Fort de France : DIREN, 2 p.

Balland M., Mestres R. et Fagot M., 1998.- *Rapport sur l'évaluation des risques liés à l'utilisation de produits phytosanitaires en Guadeloupe et en Martinique*.- Paris : MATE, MAP, 96 p.

Bertrand P.- Chef du Service Protection des Végétaux, DAF Martinique.- Communication personnelle, le 12/03/2002.

Bigot L., Quod J.P., Hoareau L. et Dutrieux E., 1996.- *L'industrie sucrière et ses rejets en milieu aquatique à la Réunion*.- In Deuxième Colloque International sur les Rhums.- Ste Clothilde : ARVAM, 6 p.

BOCQUENE G.- IFREMER Nantes.- Communication personnelle, le 13/01/2002.

Bocquené G, 2001.- *Proposition d'études sur la détection des effets des pesticides sur la faune marine de la Martinique*.- Le Robert : IFREMER, 5 p.

Bocquené G., 2002.- *Bilan ponctuel de la présence et des effets des pesticides en milieu littoral martiniquais en 2002.* – Le Robert : IFREMER, 39 p.

BOUCHON C.- Maître de conférences à l'Université Antilles-Guyane.- *Communication personnelle*, le 20/02/2003.

Bouchon C, 1990- *La Grande Encyclopédie de la Caraïbe. Le Monde Marin.*- Fort de France : Sanoly, 207 p.

Bouchon C, Bouchon-Navaro Y., 1998- *Etat des Récifs Coralliens en Martinique.* In Etat des récifs coralliens en France Outre-Mer.- IFRECOR : Paris, pp. 119-128.

Bouchon C, Bouchon-Navaro Y., 2000.- *L'Etat des récifs coralliens dans les Antilles Françaises. Martinique, Guadeloupe, Saint Barthélemy et Saint Martin.*- Pointe à Pitre : UAG, 22 p.

Bouchon C., Bouchon-Navaro Y. et Louis M., 1991.- *A first record of a Sargassum (Phaeophyta, Algae) outbreak in a Caribbean coral reef ecosystem.* In Proceedings of the 41st Gulf and Caribbean Fisheries Institute, pp. 171-188.

Bouchon C., Bouchon-Navaro Y. et Louis M, 1991b.- *Les biocénoses marines de la baie de Fort de France : mangroves et herbiers de phanérogames.*- Fort de France : PNUE, UAG, CRM, 97 p.

Bouchon C, Laborel J., 1986.- *Les peuplements coralliens des côtes de la Martinique.* In Annales de l'Institut Océanographique, Vol. 62, No.2.- Paris, pp. 199-237.

Brémond R., et Vuichard R., 1973.- *Paramètres de la qualité des eaux.*- Paris : Ministère de la protection de la nature et de l'environnement, SPEPE, 179 p.

Brown B., et Howard S, 1985.- *Responses of Coelenterates to trace metals: a field and laboratory evaluation.* In Proceedings of the fifth International Coral Reef Congress, Vol 6.- Tahiti, pp. 465-470.

Cambert H., 2003. *Synthèse bibliographique des impacts biologiques et écophysologiques de la pollution par les hydrocarbures sur les coraux constructeurs, les mangroves et les herbiers de phanérogames.*- Mémoire de maîtrise de biologie des populations et des écosystèmes.- CEDRE-DIREN Guadeloupe, 74p.

CAMILLE D. – DSDS Martinique.- *Communication personnelle*, le 23/03/2004.

Castaing P., de Resseguier A., Julius C., Parra M., Pons J.C., Pujos M., Weber O., 1986.- *Qualité des eaux et des sédiments dans la baie de Fort de France (Martinique).*- Compte-rendu d'étude de recherche.- Bordeaux : Université de Bordeaux 1, 93p.

Chauvaud S., 1997- *Cartographie par télédétection à haute résolution des biocénoses marines côtières de la Guadeloupe et de la martinique. Estimation de la biomasse et de la production primaire des herbiers à Thalassia testudinum.*- Thèse de Doctorat.- Brest : Université de Bretagne Occidentale, 257 p.

Chaw L.H., Teas H.J., Pannier F. et Baker J.M, 2001.- *Biological impacts of oil pollution : mangroves.*- IPIECA Report Series, Vol. 4.- London : IPIECA, 20p.

Courgeon L. et Courtray V., 2003.- *Le RNO aux Antilles (Hydrobiologie).*- In RNO 2003 - Surveillance du Milieu Marin -Travaux du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin.- Ifremer et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 48 p.

Dipper F. et Thia-Eng C., 2001.- *Biological Impacts of Oil Pollution : Fisheries.*- IPIECA report Series, Vol. 8.- London : IPIECA, 28 p.

Doray M., 2002.- *Influence de l'environnement et de l'exploitation halieutique sur la dynamique des agrégations de pélagiques hauturiers autour des Dispositifs de Concentration de Poissons ancrés aux Antilles françaises.* PhD Thesis subject.- Robert : IFREMER Antilles, 17 p.

Faucon N., 2001.- *Principaux paramètres physico-chimiques. Eléments de base de l'analyse d'une eau.* Support de cours.- Sète : CREUFOP, 54 p.

Fraizier A., Franck D., Benente P., Jouen R., Debiard J.P., 1985.- *Observations sur diverses formes de pollutions du lagon de Tahiti.* In Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress, Vol. 6.- Tahiti, pp. 445-451.

Gabrié C., Vernaudeau Y. et Tatarata M., 1995.- *Agir pour le lagon.*- Papeete : La Délégation à l'Environnement, 23 p.

Galvani F., Bocquené G., Burgeot T., 1996.- *Acetylcholinesterase and ethoxyresorufin-o-deethylase in the surgeonfish *Acantharus bahianus* around Martinique Island (French West Indies).*- In Biomarkers, Vol.1, pp. 208-210.

Giovanni R., 2004.- *Produits phytosanitaires et milieux aquatiques.*- Acte du Colloque de l'ERB (Eaux et Rivières de Bretagne) « L'eau, les pesticides et la santé » tenu le 25 avril 1998 à Quéven (*en ligne*).- Internet<URL : <http://assoc.wanadoo.fr/erb/colqP7.htm>>.- [20/03/2004].

Gobert B., 1989.- *Effort de pêche et production des pêcheries artisanales martiniquaises.*- Doc. scientifique Pôle Caraïbe, No. 22, 98 p.

Gobert B., 1991. *Eléments d'évaluation de l'état des ressources en poissons du plateau insulaire martiniquais.*- Document scientifique No. 31, 73 p.

Hodgson G., 1999.- *A global assessment of human effects on coral reefs.* In Marine Pollution Bulletin, Vol. 38, No. 5, pp. 345-355.

Kinsey D.W., 1979.- *Effects of elevated nitrogen and phosphorus on coral reef growth.*- In Limnology and Oceanography, Vol. 24.- The American Society of Limnology and Oceanography, pp. 935-940.

Knap A.H., 2001.- *Biological Impact of Oil pollution: Coral reefs.*- IPECA Report Series, Vol. 3.- London : IPIECA, 16p.

Koop K. et al., 2001.- *Encore : The effect of Nutrient Enrichment on Coral Reefs. Synthesis of Results and Conclusions.*- In Marine Pollution Bulletin, Vol. 42, No. 2, pp. 91-120.

Kuhlmann D.H.H., 1985.- *The Protection Role of Coastal Forests on Coral Reef.* In Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress, Vol. 6.- Tahiti, pp. 503-508.

Labrel J. et al., 1984.- *Mission CORANTILLES II sur les côtes de la Martinique, du 18 décembre 1983 au 6 janvier 1984.*- COREMA, UAG, Université de Aix-Marseille II, 250 p.

Lewis J. B., 1976.- *Experimental tests of suspension feeding in Atlantic Reef Corals.*- Marine Biology, No. 36, pp. 147-150.

Littler M.M. et Littler D.S., 1984.- *Models of tropical reef biogenesis: the contribution of Algae.*- In Progress in Phycological Research, Vol. 3.- Washington, Round/Chapman eds., pp 323-364.

Littler M.M., Littler D.S., Lapointe B.E., 1992.- *Modification of tropical reef community structure due to cultural eutrophication: the southwest coast of Martinique.*- In Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium, Vol. 1.- Guam, pp. 335-343.

Marszaleck D.S., 1987.- *Sewage and eutrophication.* In Human Impacts on Coral Reefs : Facts and Recommendations.- B. Salvat ed., Antenne Museum E.P.H.E., French Polynesia, pp. 77-90.

Medhaoui O., Fekhaoui M., Descoins C., 2000.- *Accumulation et biomagnification des insecticides organochlorés dans les mollusques et les poissons de lagune de Moulay Bouselham, au Maroc.*- In Cahier d'études et de recherches francophones / Santé, Vol. 10, No. 6.- Paris, pp. 373-379.

Mille G., Jalaluddin N. et Scherrer P., 1991.- *Protection et valorisation du milieu naturel dans la baie de Fort de France. Origines, nature et distribution des hydrocarbures dans les sédiments littoraux de la baie de Fort de France.*- PNUE, UAG, CRM, 17 p.

Miquel G., 2001.- *Conséquences des métaux lourds sur l'environnement.*- Rapport 261 de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, 85 p.

Monod G., 2004.- *Dangers des pesticides pour les organismes aquatiques – Difficultés rencontrées pour l'estimation des effets en milieu naturel.*- Acte du Colloque de l'ERB (Eaux et Rivières de Bretagne) « L'eau, les pesticides et la santé » tenu le 25 avril 1998 à Quéven (*en ligne*).- Internet<URL : <http://assoc.wanadoo.fr/erb/colqP8.htm>>.- [20/03/2004].

Monti D., 2001.- *Etude de l'écosystème de l'étang des Salines, commune de Sainte Anne, recherché de pesticides et de métaux lourds dans les sédiments, poissons et crustacés.*- Les travaux scientifiques du Parc naturel régional de la Martinique, étude réalisée par BIOS – SARL, 54p.

Ogden J.C, 1983.- *Coral reefs, seagrass beds and mangroves : their interaction in the coastal zones of the Caribbean.*- Virgin islands : UNESCO, 133 p.

Palin M.- Directeur Service technique DSV Martinique.- Communication personnelle le 15/03/02.

Pancrate G. - CQEL.- Communication personnelle le 20/03/04.

Pellerin-Massicotte J., 1991- *Evaluation de la condition physiologique de Crassostrea rhizophorae et de la contamination de la chaîne alimentaire dans la baie de Fort de France.*- PNUE, UAG, Centre Océanographique de Rimouski, 18 p.

Pibot A. - DIREN, chargé de mission Nature Faune Flore.- Communication personnelle le 20/02/04.

Porcher M, 1995.- *Protection du littoral contre l'érosion du milieu récifal. Recommandations à l'usage des riverains.*- PAPEETE : Ministère de l'Environnement, Délégation à l'Environnement, 23 p.

Porcher M, 2000.- *La prise en compte de l'environnement dans les projets d'aménagements en milieu récifal.*- Paris : MATE, 25 p.

Reichelt-Brushett A.J., et Harrison P.L, 1999.- *The effect of Copper, Zinc and Cadmium on Fertilization Success of Gametes from Scleractinian Reef Corals.*- In Marine Pollution Bulletin, Vol. 38, No.3, pp. 182-187.

Reynal L., Diaz N., Doray M. et Dao J. C, 2001- *Les ressources halieutiques insulaires aux Antilles Françaises : problématiques et mesures de gestion mises en œuvre.*- Paper presented to CAREN, Guadeloupe.

Richardson L.- Communication personnelle ; mail de la Coral List, 2001.

Rogers C.S, 1985.- *Degradation of caribbean and western atlantic coral reefs and decline of associated fisheries.*- In Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress, Vol. 6.- Tahiti, pp. 491-496.

Saffache P., 1994.- *La dynamique des cours d'eau : impacts morphologiques et incidences sur l'homme à la Martinique.*- Mémoire de maîtrise, UAG, GEODE Caraïbe, multigr., 350 p. (+ 23 p. d'annexes).

Saffache P., 1998.- *Origines volcanoclastiques et bioclastiques des sables du littoral martiniquais*.- Terres d'Amérique, Vol. 1, pp. 304-316.

Saffache P., Thomas Y.F., Brithmer R., 1999a.- *Evolution du littoral septentrional de l'île de la Martinique par analyse cartographique diachronique et interprétation des effets de surface*.- Actes du 124ème Congrès des Sociétés Historiques et Scientifiques, pp. 49-63.

Saffache P., Blanchart E., Hartmann C., Albrecht A., 1999b.- *L'avancée du trait de côte de la baie du Marin (Martinique) : Conséquences de l'activité anthropique sur les bassins versants alentours*.- C.R. Académie des Sciences, Vol. 328, pp. 739-744.

Saffache P., 2000a. *Un engraissement côtier résultant de l'érosion des bassins-versants cultivés : exemple de la baie du Galion à la Martinique*. In *Oceanologica Acta*, Vol. 23, No. 2, p. 159-166.

Saffache P. 2000b. *Le littoral martiniquais : milieux, dynamiques et gestion des risques*.- Villeneuve d'Ascq : Presses Universitaires du Septentrion, 417 p.

Saffache P., 2001a. *Activités humaines et conséquences visibles sur le milieu*.- Rencontre Entreprise Environnement (Qualité du territoire martiniquais : un acteur majeur l'entreprise). In *Naturellement*, n° 70, pp. 16-19.

Saffache P., 2001b.- *Martinique, Guadeloupe : sanctuaires coralliens ou cimetières sous-marins*.- In *Bio sous-marine* Vol. 6, pp. 46-48.

Saffache P., Thomas Y.F., Vankatapen C., Duranty J., 2001c.- *Le Cul-de-Sac du Marin (Martinique) : éléments pour une gestion et un aménagement raisonnés*.- Lyon : Editions Naturellement, Collection Sciences, 63 p.

Saffache P., 2002a.- *Les rivières de la Martinique : caractéristiques physiques et propositions d'aménagement*.- Lyon : Editions Naturellement, Collection Sciences, 158 p.

Saffache P., 2002b.- *Les mangroves caribéennes : des milieux fragiles nécessitant une politique de gestion et de protection adaptée*. In *La Revue Forestière Française*, No. 4, pp. 329-336.

Saffache P., 2003.- *Dictionnaire de géographie de la mer et des littoraux*.- Matoury : Ibis Rouge Éditions, Presses Universitaires Créoles, Collection Documents Pédagogiques-Géographie, 101 p.

Saffache P. .- *La Polynésie française : du miracle paysager à la réalité écologique*. In : Mélanges offerts au Professeur Jean Bernabé, Ibis Rouge Éditions - Presses Universitaires Créoles (sous presse).

Saffache P., Marc J.V. .- *Le littoral martiniquais dans la littérature scientifique (éléments pour une connaissance approfondie du milieu)*.- Matoury : Ibis Rouge Éditions, Presses Universitaires Créoles, Collection Géographie & Aménagement des Espaces Insulaires, 150 p. (sous presse).

Salvat B., 1998.- *Tourism and coral reefs*.- In *Tourism Focus*, Vol. 11.- Paris : UNEP, 4 p.

Short F.T. and Wyllie-Echeverria S., 1996.- *Natural and human-induced disturbance of seagrasses*. In *Environmental Conservation*, Vol. 23, No.1, pp. 17-27.

Szmant A.M., 1997.- *Nutrient effects on coral reefs: a hypothesis on the importance of topographic and trophic complexity to reef nutrient dynamics*.- In *Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium*, Vol. 2, pp. 1527-1532.

Thenaut V, 1996.- *Impacts de l'industrie martiniquaise sur l'environnement. Bilan 1996*.- Fort de France : DRIRE A.G. 1996, 110 p.

Tilmant J.T., 1987.- *Impacts of recreational activities on coral reefs*. In Human Impacts on coral reefs : facts and recommendations.- B. Salvat ed., Antenne Museum E.P.H.E., French Polynesia, pp. 195-214.

Udy J.W., Dennison W.C., Lee Long W.J. and McKenzie L.J., 1999.- *Responses of seagrass to nutrients in the Great Barrier Reef, Australia*. In Marine Ecology Progress Series, Vol. 185, pp. 257-271.

Walker D.I. and McComb A.J., 1992.- *Seagrass degradation in Australian coastal waters*. In Marine Pollution Bulletin, Vol. 25, 5-8, pp. 191-195.

Williams D.McB., 2001.- *Impacts of terrestrial Run-off on the Great barrier Reef World Heritage Area*.- Townsville: CRC Reef Research Center, Australian Institute of marine Science, 52 p.

ANNEXES

Annexe 1 : Localisation des principales activités agricoles à la Martinique (Sources Anonyme, 2002h).

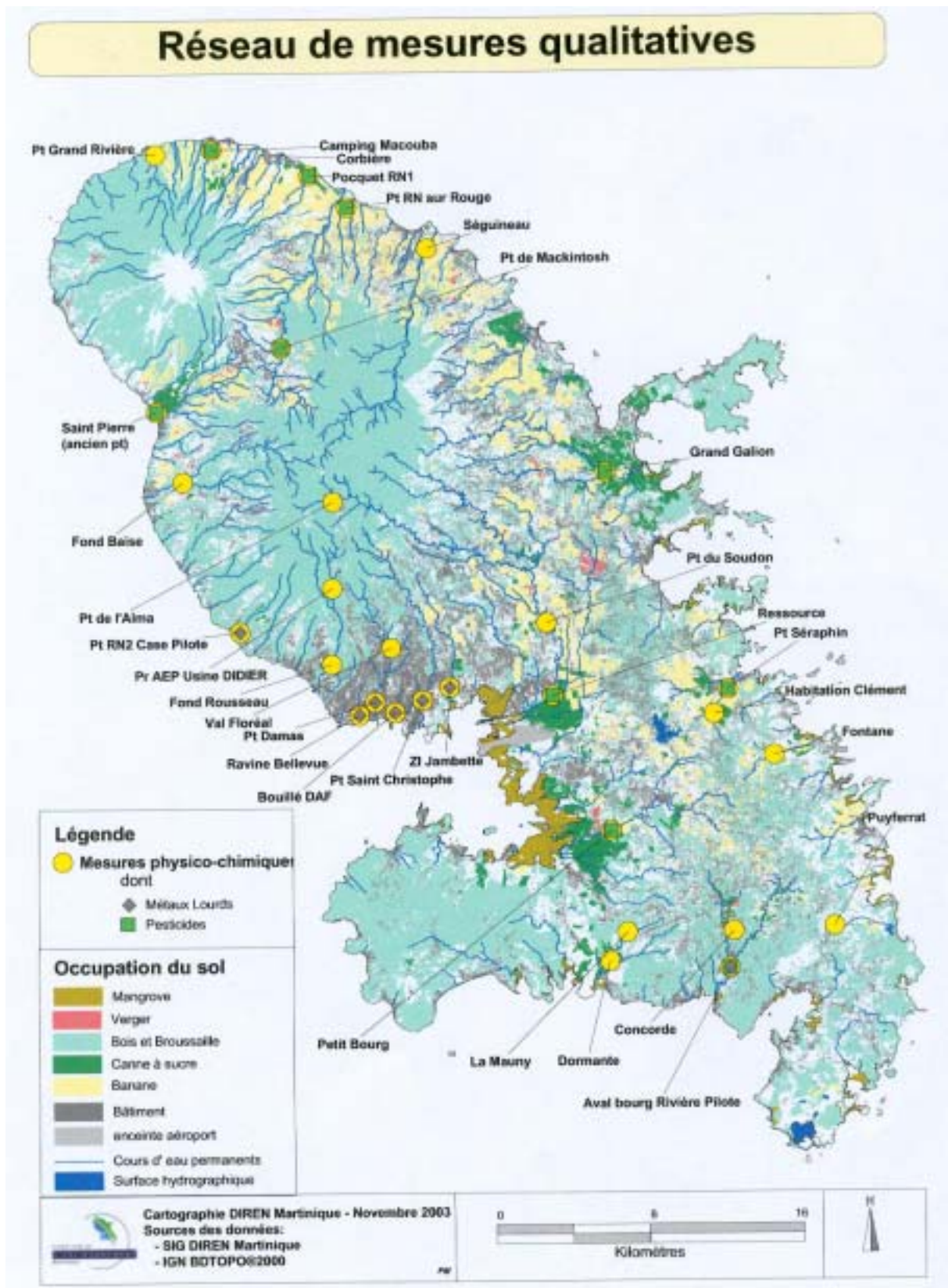


Annexe 2 : Marché des pesticides utilisés sur la banane à la Martinique en 1999 et 2002 (Sources GREPHY, 2004, modifié). Les principales molécules utilisées sur la banane, les quantités utilisées en produit brut et en matière active.

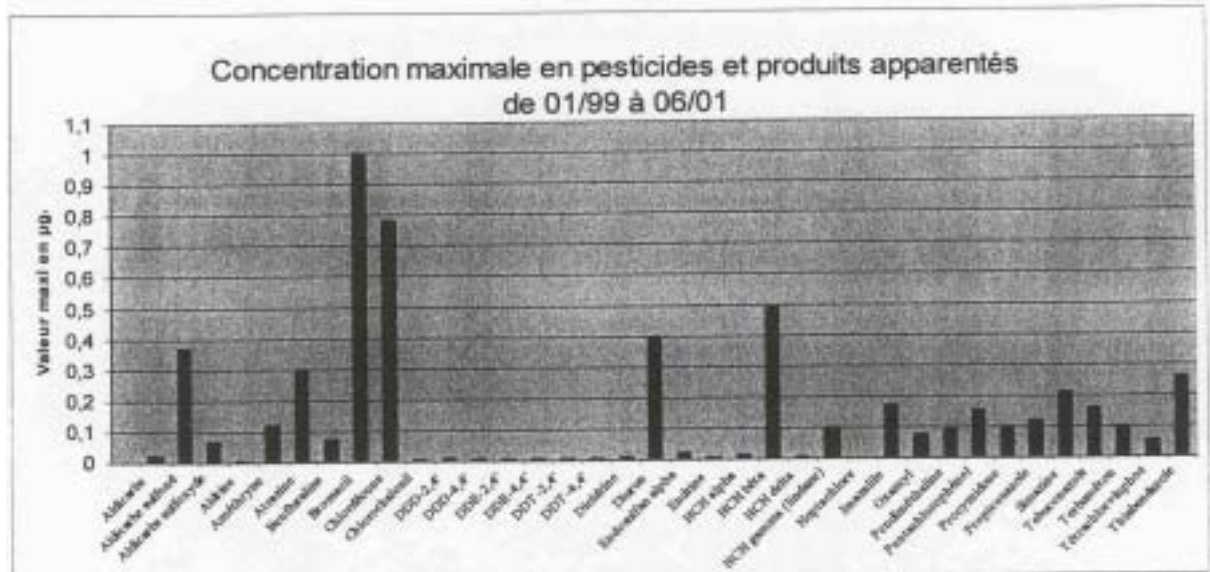
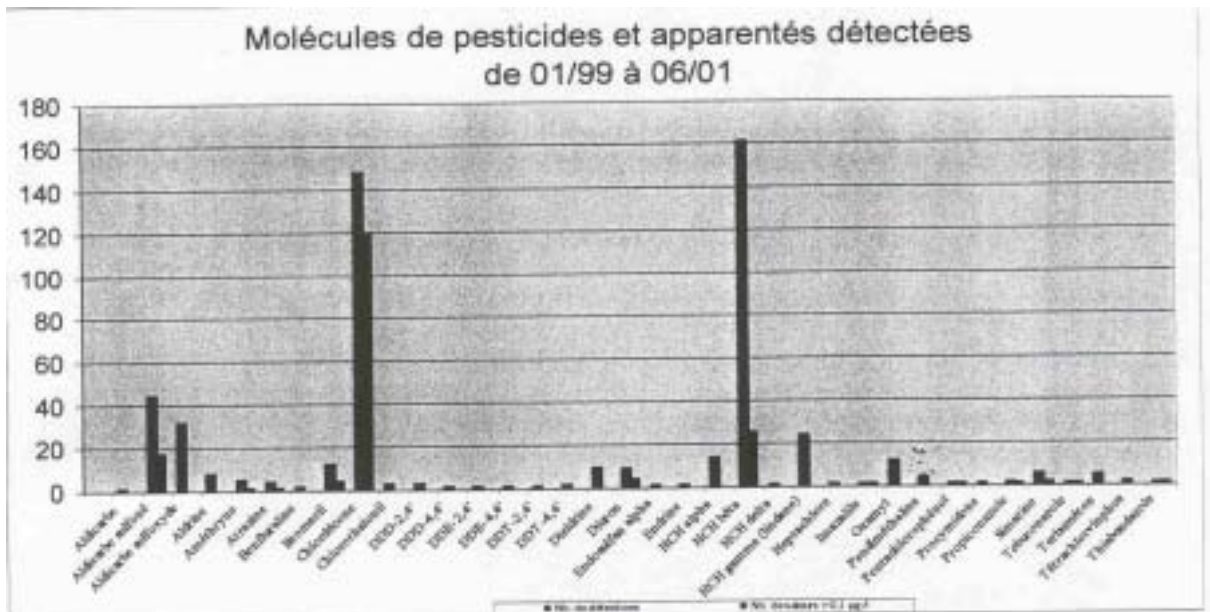
produit	Molécule correspondante (matière active)	Pourcentage de matière active (%)	Tonnage 1999		Tonnage 2002	
			p.b.*	m.a.* (estimation)	p.b.	m.a.
Insecticides/Nématicides						
Nématicides et mixtes						
Counter®	Terbufos	10	65,4	6,54	102,65	10,26
Rugby®	Cadusaphos	10	181	18,1	55,52	5,55
Némacur®	Phénomiphos	5	44	2,2	10	0,5
Témik®	Aldicarbe	10	165	16,5	36	3,6
Miral®	Isazophos	10	80	8	20,45	2,05
Vydate®	Oxamyl	24	34,07	8,18	29,52	7,08
Némathorin®	Fosthiazate		0	0	143	14,3
total			569,47	59,52	417,13	45,35
Insecticides charançons						
Régent®	Fipronil	0,5	180	0,9	110	0,55
total			181,1	1,18	110	0,55
Acaricides + Insecticides (autres que contre charançons)						
total			2,8	0,34	0,56	0,02
Total			753,37	61,04	527,69	45,92
Herbicides (milliers de l)						
R Bix®	Paraquat	10	109,48	10,95	–	–
Basta®	Glufosinate	20	11,85	2,37	–	–
Glyphosates (Round up®)	Glyphosate	36	103,91	37,41	–	–
Gesastop- Z®	Amétrine+Simazine	50	9	4,5	–	–
Reglone®	Diquat	20	13,5	2,7	–	–
Total			248,6	58,05	–	–
Fongicides (milliers de l)						
Calixine®	Tridémorphe	75	27,83	20,87	–	–
Tilt®	Propiconazole	25	10,81	2,7	–	–
Sico®	Difénoconazole	25	6,35	1,59	–	–
Benlate®	bénomyl	50	2,25	1,13	–	–
Total			48,43	26,58	–	–
Total des pesticides			1050,4	145,67	–	–

* p.b = produit brut; m.a = matière active; _ information non disponible

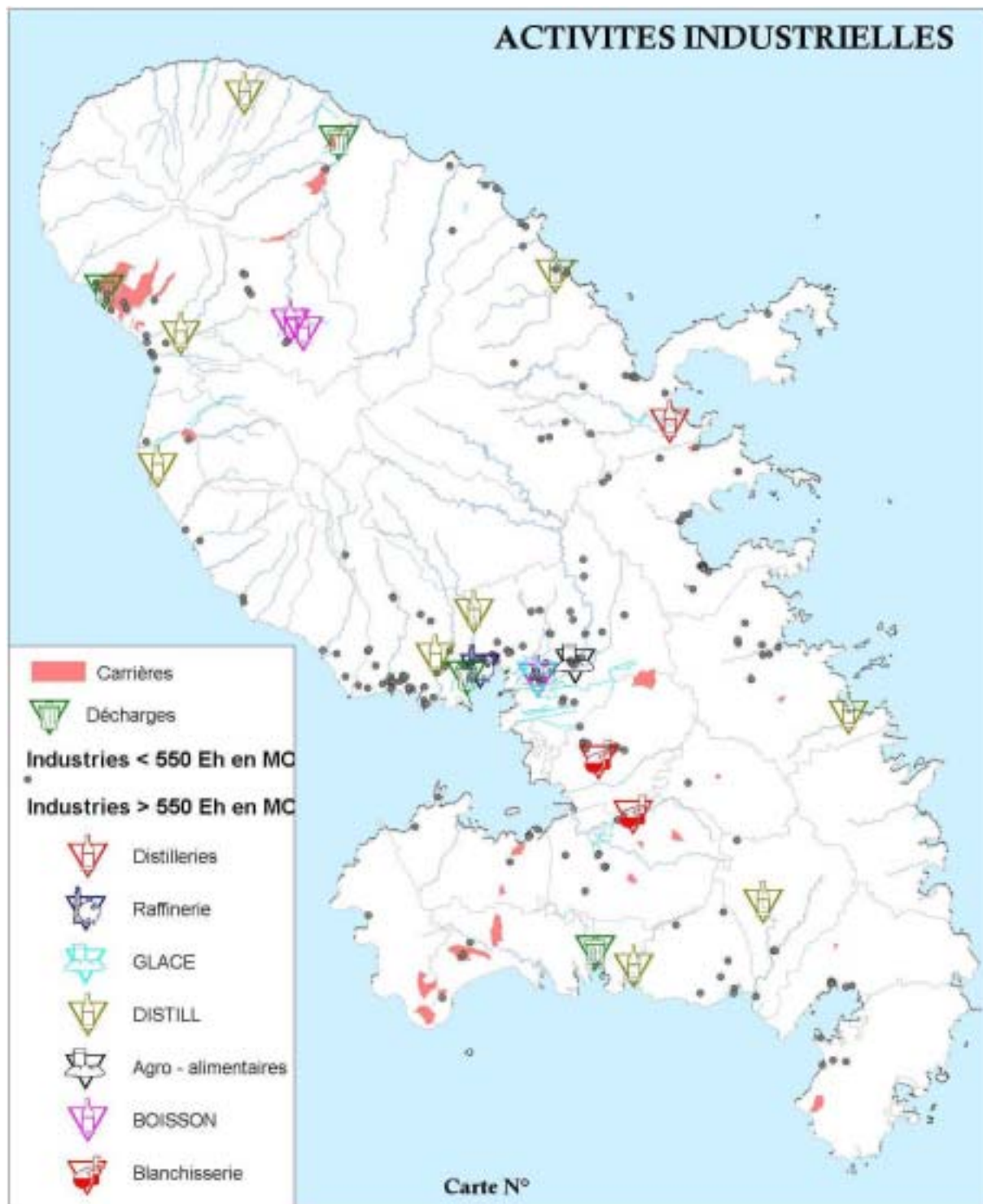
Annexe 3 : Localisation des stations de mesures de la qualité des eaux superficielles de la DIREN (Sources DIREN, 2003).



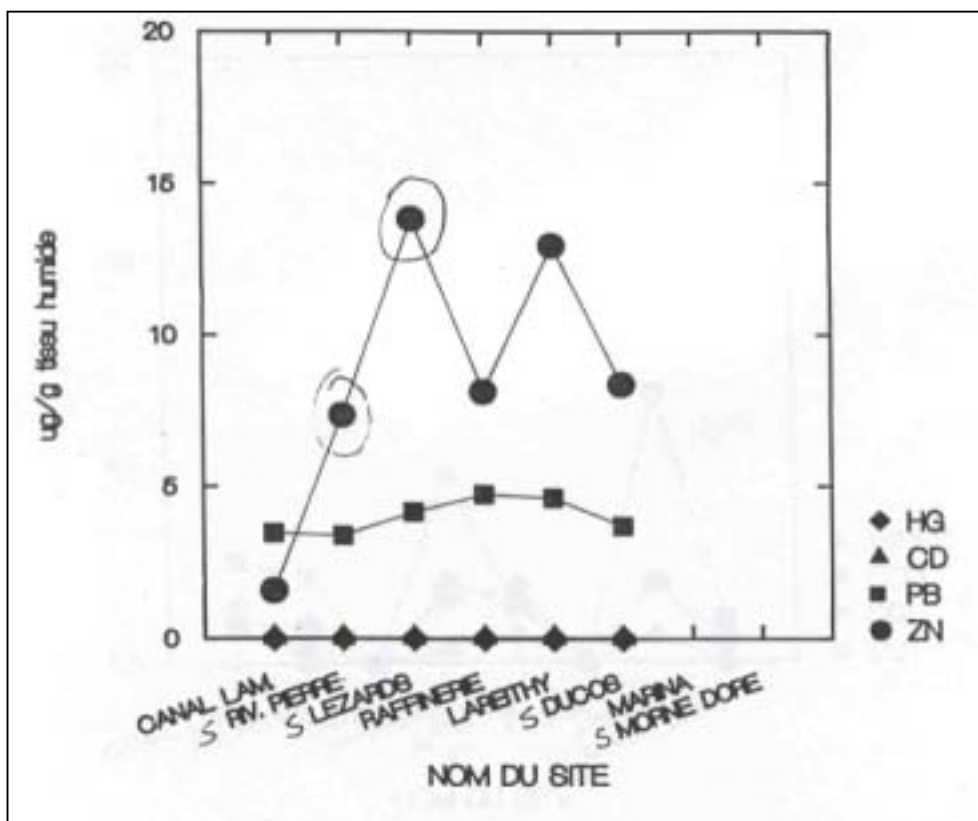
Annexe 4 : Résultats des campagnes menées par la DSDS de janvier 1999 à juin 2001 par molécule : nombre de détections, nombre de détections supérieures à 0,1 µg/l et concentration maximale observée (Sources Anonyme, 2001c).



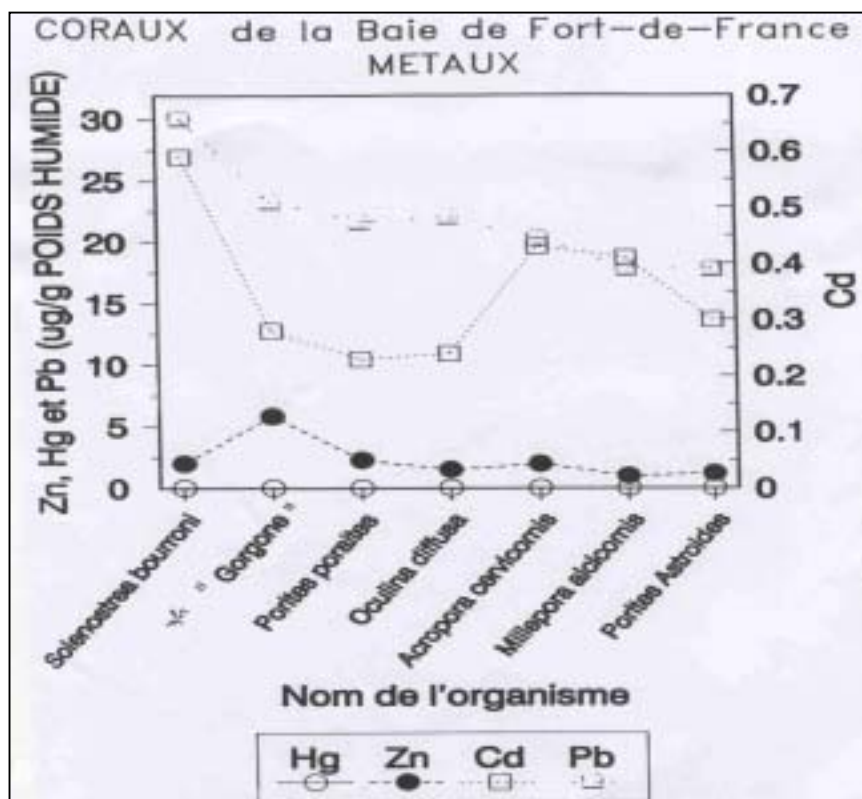
Annexe 5 : Localisation des principales activités industrielles à la Martinique (Sources Anonyme, 2002h).



Annexe 6 : Quantités d'ETM retrouvés dans l'huître de palétuvier, *Crassostrea rhizophorae*, et dans certaines espèces de coraux de la Baie de Fort de France (Sources PELLERIN-MASSICOTE, 1991).

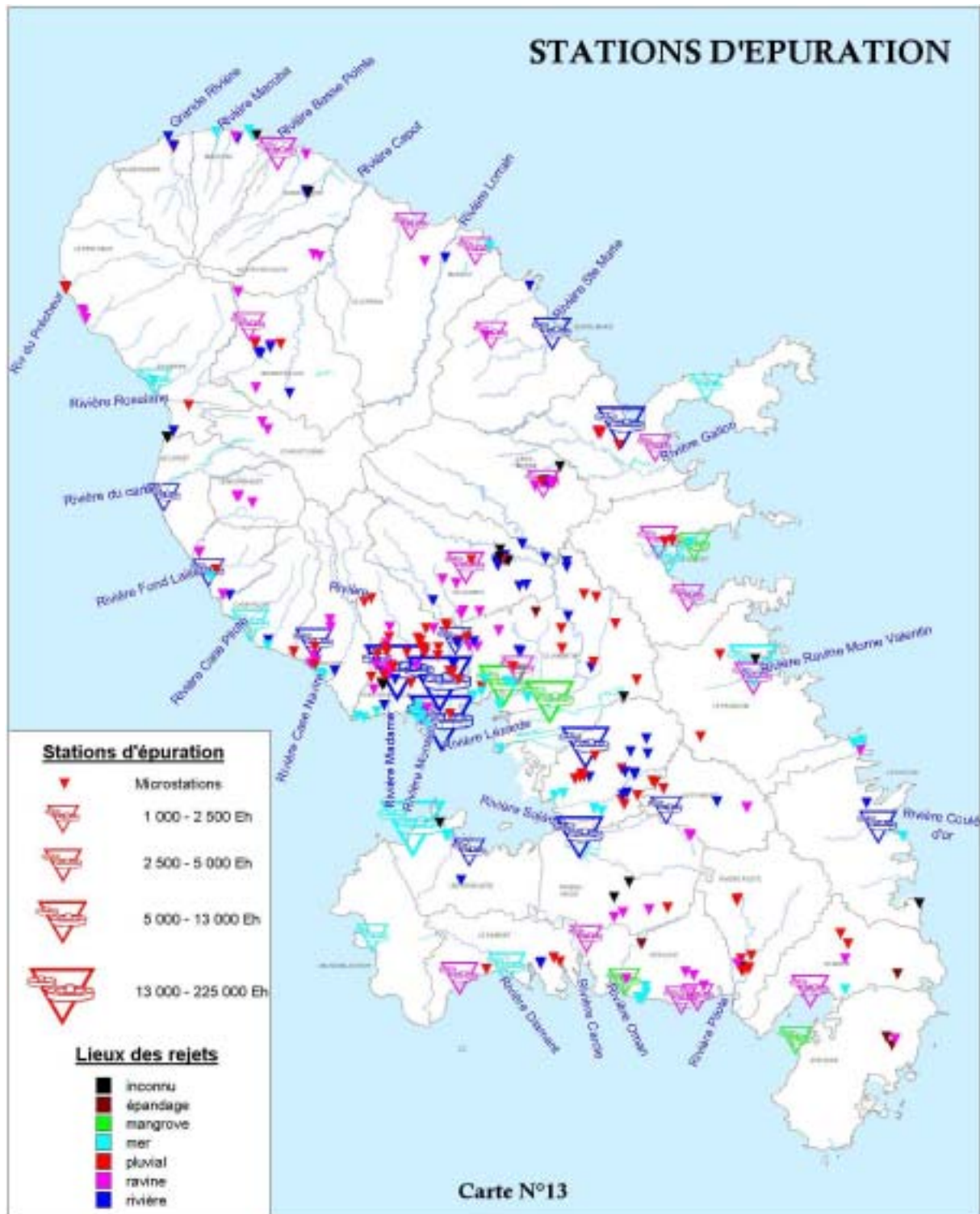


Détection chez *Crassostrea rhizophorae*

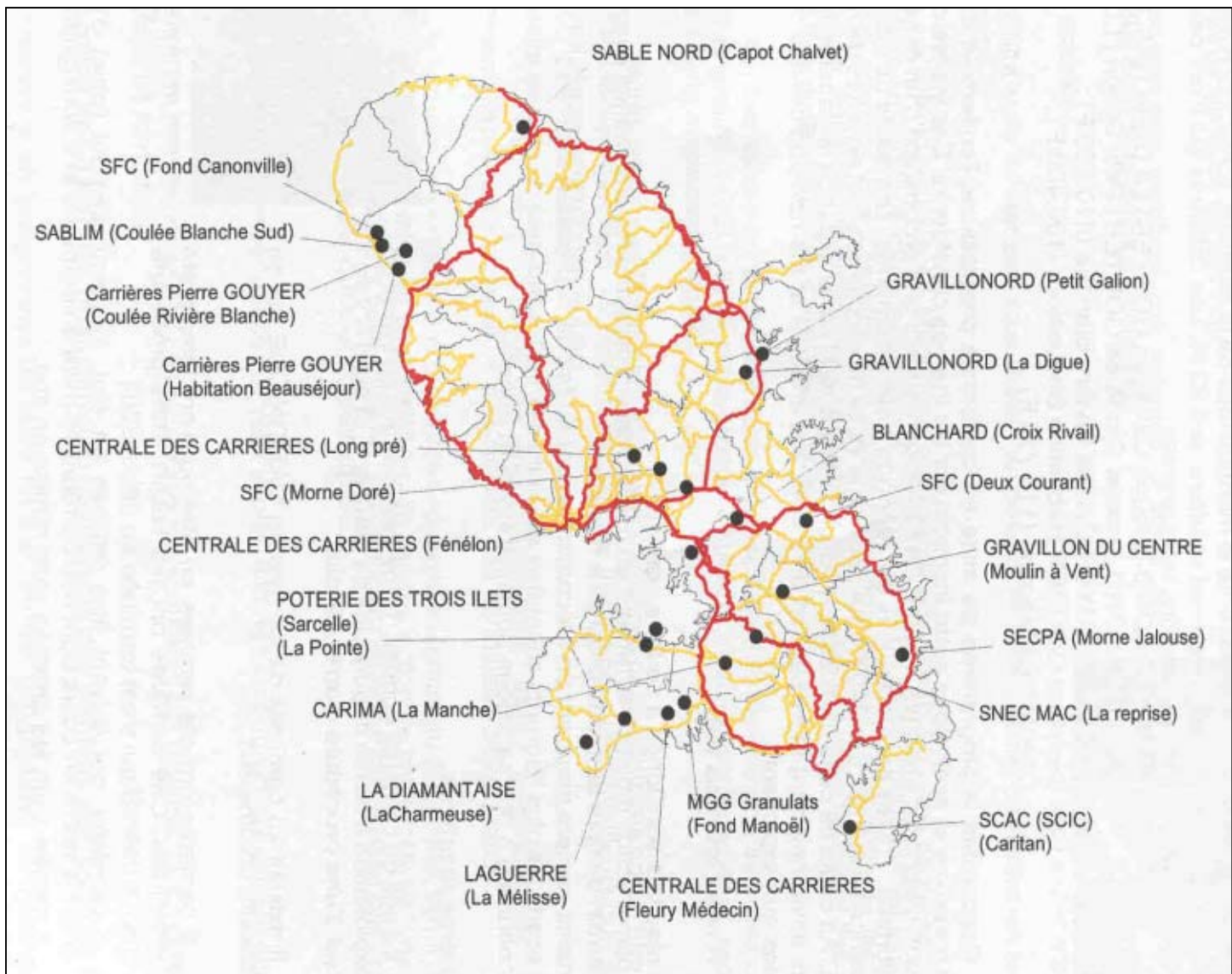


Détection chez les Coraux

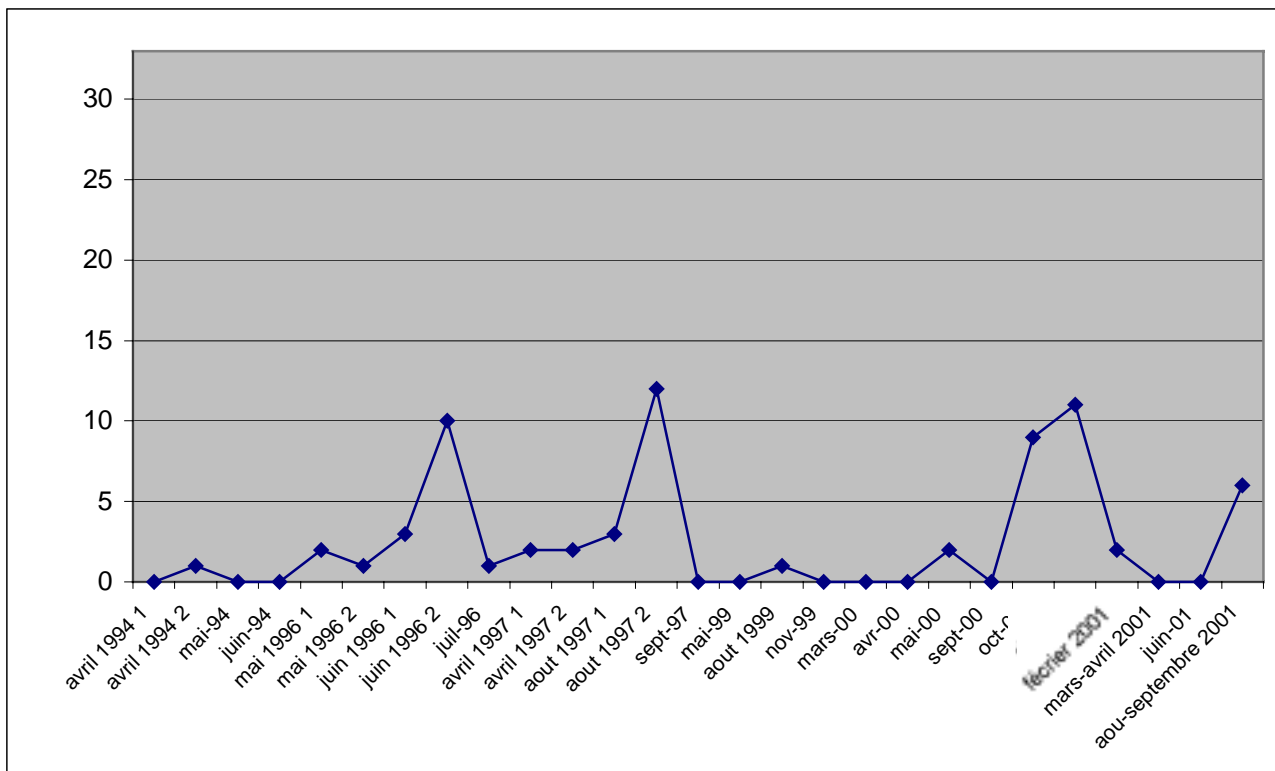
Annexe 7 : Localisation des stations d'épuration et lieux de rejet à la Martinique (Sources Anonyme, 2002h).



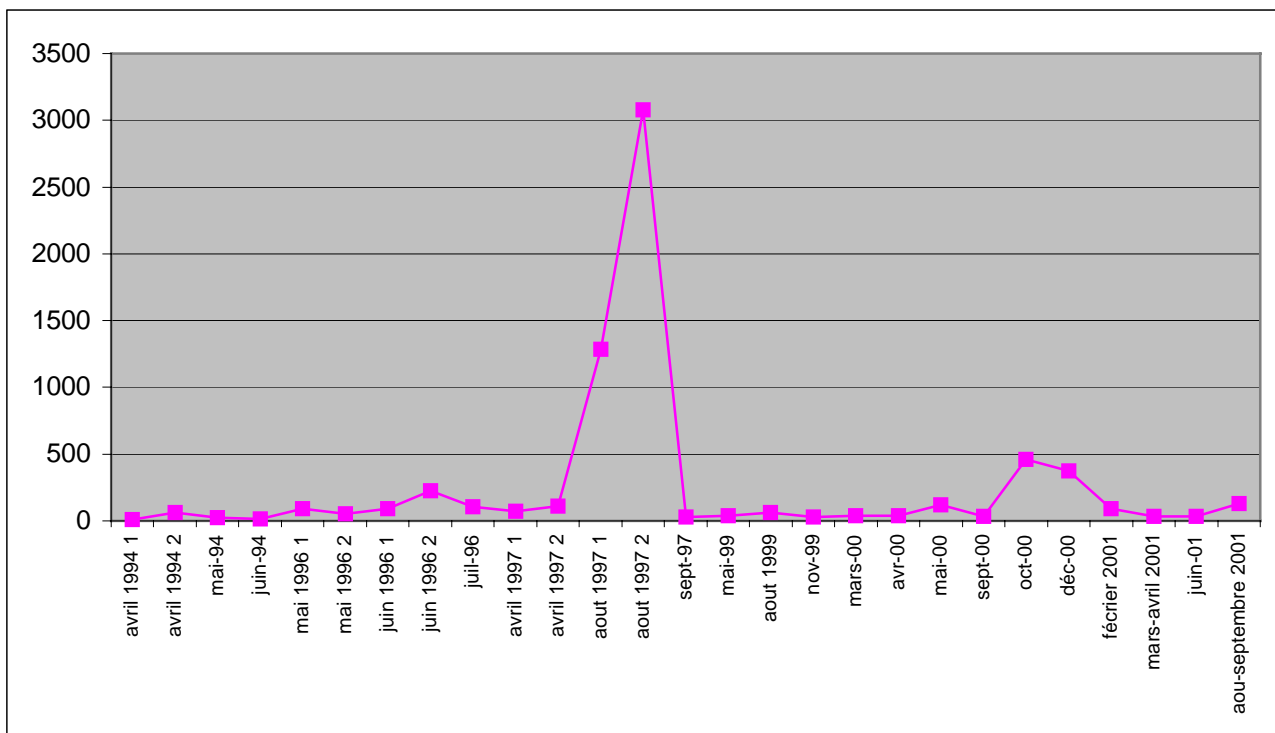
Annexe 8 : Localisation des activités de carrière à la Martinique (Sources Anonyme, 2001b).



Annexe 9 : Nombre de stations ayant montré des valeurs en MES supérieures à 50mg/l sur les 33 stations échantillonnées par date de prélèvement et valeurs maximales observées par date de prélèvement (Sources Anonyme, 2003d).



Nombre de stations ayant montré des valeurs en MES supérieures à 50mg/l sur 33 stations



Valeurs maximales observées en mg/l par date de prélèvement



Les agressions d'origine anthropique sur le milieu marin côtier
et leurs effets sur les écosystèmes coralliens et associés de la Martinique.

- Les Cahiers de l'Observatoire, N°1.

Edition 2004.

- Fort de France : L'Observatoire du Milieu Marin Martiniquais, 104 p.

S. BRUGNEAUX, L. PIERRET, V. MAZATAUD

